



Escola de Camins

Escola Tècnica Superior d'Enginyeria de Camins, Canals i Ports
UPC BARCELONATECH

“Estudio de un incendio accidental de Residuos Urbanos en la zona de Lazio, Italia”

Treball realitzat per:

Valeria La Pegna

Dirigit per:

José M^a Baldasano Recio

Màster en:

Enginyeria Ambiental

Barcelona, 10/06/2018

Departament d'Enginyeria de Projectes i de la Construcció

TREBALL FINAL DE MÀSTER

Resumen

El objetivo principal del trabajo es estudiar los niveles de contaminación atmosférica registrados a partir del incendio accidental de residuos, ocurrido el 11 de diciembre de 2018, dentro de la estación TMB-Salario (planta de Tratamiento Mecánico Biológico de residuos) en la ciudad de Roma.

La metodología utilizada se basa en un estudio detallado de las condiciones de desarrollo de los incendios incontrolados de residuos sólidos urbanos y de los principales contaminantes atmosféricos involucrados (PM_{10} , CO, NO_x y SO_2); asimismo, se caracterizan la situación meteorológica y las variables meteorológicas implicadas, propias de la época del año.

A través de un análisis de los datos procedidos por las estaciones de la red de la calidad del aire se evalúan los alcances de la contaminación durante los días interesados por el evento. Las mediciones experimentales destacan de manera clara la alteración de la calidad del aire provocada por el incendio.

Finalmente se aplica el modelo de dispersión de penacho gaussiano, de fuente puntual y emisión continua, para estudiar el movimiento de los contaminantes en la atmosfera. Las simulaciones realizadas proporcionan resultados fiables en la totalidad de los casos, gracias a la alta exactitud del modelo escogido en condiciones parecidas a las del caso de estudio.

Índice

1.	Introducción.....	8
2.	Análisis del incendio accidental	9
2.1	Planta de tratamiento mecánico-biológico AMA Spa TMB-Salario	9
2.2	Descripción del incendio accidental	14
2.2.1	Descripción del evento	14
2.2.2	Los incendios accidentales en la bibliografía	16
2.2.3	Las hipótesis del incendio del TMB-Salario	18
2.3	Contaminación atmosférica	19
2.3.1	Principales contaminantes atmosféricos	19
2.3.2	Normativa nacional y comunitaria.....	21
2.4	Situación meteorológica	21
2.4.1	Estaciones meteorológicas.....	22
2.4.2	Análisis meteorológico	24
2.4.3	Capa Límite Planetaria o PBL	28
3.	Análisis de las mediciones experimentales.....	31
3.1	Estaciones de la red de monitoreo	31
3.1.1	Sistema de monitoreo ambiental.....	33
3.1.2	Técnicas de mediciones de los contaminantes.....	33
3.2	Análisis de los contaminantes del día 10/12/18 al 12/12/18.....	34
3.3	Análisis comparativa de los contaminantes.....	37
3.4	Análisis del material particulado (PM ₁₀)	41
3.5	Comparación con normativa vigente	41
4.	Estimación de la contaminación mediante modelización	43
4.1	Descripción del modelo de dispersión gaussiana	44
4.2	Aplicación del modelo.....	49
4.2.1	Hipótesis	49
4.2.2	Datos de entrada	52
4.2.3	Método de los Factores de Emisión.....	53
4.2.3.1	Caso de combustión incontrolada (<i>Open Burning</i>)	54
4.2.3.2	Valores de factores de emisión (EF).....	55
4.2.3.3	Valores de tasa de actividad (AR)	56
4.3	Simulaciones.....	58
4.4	Resultados de las simulaciones.....	58

4.5	Observaciones sobre la concentración de contaminantes nocturna	63
5.	Conclusiones.....	67
6.	Bibliografía.....	69
7.	Anexos.....	74

Índice de figuras

Fig. 2.1 - Ubicación del TMB-Salario en Roma.....	10
Fig. 2.2 - Ubicación del TMB-Salario en el III Municipio.....	10
Fig. 2.3 - Plano de distribución del espacio del TMB-Salario.....	12
Fig. 2.4 - Distancia del TMB-Salario de la zona residencial.....	13
Fig. 2.5 - Penacho de humo que inunda los barrios del III Municipio, 11/12/18.....	15
Fig. 2.6 - Dispersión del penacho de contaminación, 11/12/18.....	15
Fig. 2.7 - Penacho de humo, 11/12/18.....	15
Fig. 2.8 - Humo negro en el centro histórico de la ciudad: Città del Vaticano (izq.) y Piazza Venezia (der.), 11/12/18.....	16
Fig. 2.9 - Patrón típico de un incendio temperatura-tiempo.....	17
Fig. 2.10 - Patrón supuesto para el incendio del 11/12/18.....	18
Fig. 2.11 - Horarios de salida y puesta de sol en Roma - días 10-11-12-13/12/18.....	22
Fig. 2.12 - Ubicación estaciones meteorológicas aeroportuarias.....	23
Fig. 2.13 - Patrón de la temperatura en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18.....	25
Fig. 2.14 - Patrón de la presión en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18.....	25
Fig. 2.15 - Patrón de la dirección del viento en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18.....	26
Fig. 2.16 - Patrón de la velocidad del viento en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18.....	27
Fig. 2.17 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 10/12/2018.....	27
Fig. 2.18 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 11/12/2018.....	28
Fig. 2.19 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 12/12/2018.....	28
Fig. 2.20 - Patrón PBL en Roma - días 10-11-12/12.....	29
Fig. 3.1 - Ubicación de las estaciones de medición.....	32
Fig. 3.2 - Patrón de las concentraciones en la estación de Francia - 10-11-12/12/18.....	34
Fig. 3.3 - Patrón de las concentraciones en la estación de Villa Ada - 10-11-12/12/18.....	35
Fig. 3.4 - Patrón de las concentraciones en la estación de Bufalotta - 10-11-12/12/18.....	35
Fig. 3.5 - Patrón de las concentraciones en la estación de Cipro - 10-11-12/12/18.....	36
Fig. 3.6 - Patrón de las concentraciones en la estación de Tiburtina - 10-11-12/12/18.....	36
Fig. 3.7 - Comparación de la concentración de CO en Villa Ada.....	37
Fig. 3.8 - Comparación de la concentración de los NO _x en Francia.....	38
Fig. 3.9 - Comparación de la concentración de los NO _x en Villa Ada (izquierda) y Cipro (derecha).....	39
Fig. 3.10 - Comparación de la concentración de los NO _x en Bufalotta (izquierda) y Tiburtina (derecha).....	39
Fig. 3.11 - Comparación de la concentración del SO ₂ en Villa Ada (izquierda) y Bufalotta (derecha).....	40
Fig. 3.12 - Valores de concentración diaria del PM ₁₀ en las estaciones - 10-11-12/12/18.....	41
Fig. 4.1 - Sistema de coordenadas cartesianas para el modelo de dispersión gaussiano de penacho.....	45
Fig. 4.2 - Patrones verticales del viento según la orografía.....	46
Fig. 4.3 - Patrón horizontal (a) y vertical (b) de la concentración normalizada.....	48
Fig. 4.4 - Patrón de u ₁₀ durante el periodo de simulación (de 04:00 a 24:00 horas del 11/12/18).....	50
Fig. 4.5 - Ubicación de las estaciones de medición consideradas en las simulaciones del modelo gaussiano.....	51
Fig. 4.6 - Simulación de la dirección de dispersión del penacho, ARPA Lazio.....	51
Fig. 4.7 - Simulación de la concentración del CO en Villa Ada - Sim n.1.....	59
Fig. 4.8 - Simulación de la concentración del NO _x en Francia - Sim n.2.....	59
Fig. 4.9 - Simulación de la concentración del NO _x en Villa Ada - Sim n.3.....	60
Fig. 4.10 - Simulación de la concentración del NO _x en Cipro - Sim n.4.....	61
Fig. 4.11 - Simulación de la concentración del SO ₂ en Villa Ada - Sim n.5.....	61

Fig. 4.12 - Altura de la PBL vs. Concentración de CO en Villa Ada.....	63
Fig. 4.13 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO _x en Francia.....	64
Fig. 4.14 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO _x en Villa Ada	64
Fig. 4.15 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO _x en Bufalotta	65
Fig. 4.16 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO _x en Cipro.....	65
Fig. 4.17 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO _x en Tiburtina	65

Índice de tablas

Tabla 2.1 - Distribución en porcentaje de los residuos mixtos, AMA 2016.....	11
Tabla 2.2 - Valores límites establecidos por el D.Lgs. 13/08/2010 n.155.....	21
Tabla 2.3 - Coordenadas geográficas y altitud de las estaciones aeroportuarias	24
Tabla 2.4 - Descripción códigos METAR día 11/12/18 (de 04:50 a 16:50).....	24
Tabla 3.1 - Caracterización de las 5 estaciones del caso de estudio.....	32
Tabla 3.2 - Contaminantes medidos en cada estación	33
Tabla 3.3 - Errores entre las observaciones del CO en Villa Ada	38
Tabla 3.4 - Errores entre las observaciones del NO _x en Francia	38
Tabla 3.5 - Errores entre las observaciones del NO _x en Villa Ada (izq.) y Cipro (der.)	39
Tabla 3.6 - Errores entre las observaciones del NO _x en Bufalotta (izq.) y Tiburtina (der.)	40
Tabla 3.7 - Errores entre las observaciones del SO ₂ en Villa Ada (izq.) y Bufalotta (der.)	40
Tabla 3.8 - Comparación del PM ₁₀ con la legislación vigente en Italia	42
Tabla 4.1 - Condiciones de estabilidad meteorológica de Pasquill-Gifford	46
Tabla 4.2 - Coeficientes de corrección de la velocidad del viento	47
Tabla 4.3 - Ecuaciones de los coeficientes de dispersión σ_y y σ_z	48
Tabla 4.4 - Valores de los coeficientes de dispersión σ en las estaciones de Francia, Villa Ada y Cipro.....	52
Tabla 4.5 - Coeficiente de corrección de la velocidad del viento.....	53
Tabla 4.6 - Factores de Emisión en caso de combustión incontrolada de residuos, EPA	56
Tabla 4.7 - Factores de Emisión en caso de combustión incontrolada de residuos, EEA	56
Tabla 4.8 - Relación en porcentaje entre la temperatura y los residuos quemados	57
Tabla 4.9 - Error Cuadrático Medio Normalizado, Raíz del Error Cuadrático Medio y Coeficiente de Correlación de las simulaciones	62

1. Introducción

El estudio, objeto de la presente, profundiza las problemáticas ambientales a consecuencia de un incendio accidental ocurrido dentro de una instalación de tratamiento de residuos sólidos urbanos. De manera específica se analiza la calidad del aire mediante una investigación sobre el comportamiento de los contaminantes atmosféricos que se generan durante la combustión incontrolada de residuos. Los compuestos contaminantes producidos que se examinan dentro del trabajo son: el material particulado (PM_{10}), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO y NO_2), el dióxido de azufre (SO_2) y finalmente el benceno (C_6H_6).

El incendio tuvo lugar durante la noche entre el 10 y 11 de diciembre de 2018 dentro de una planta de tratamiento mecánico-biológico de residuos, ubicada en la periferia norte de la ciudad de Roma, en Italia. Dentro dicha instalación se trataba una gran cantidad de residuos urbanos mixtos a través de procesos mecánicos y actividades biológicas que separaban la fracción de residuos húmeda de la seca. El impacto del evento fue percibido por un gran número de personas, puesto que la instalación se encuentra dentro de un área residencial con una alta densidad de población. Además, las condiciones meteorológicas anticiclónicas permitieron al penacho de contaminación ser visible en la ciudad por un largo periodo de tiempo, sin posibilitar la dispersión de las sustancias contaminantes.

En este sentido, dentro del presente trabajo se realiza, en primer lugar, un análisis de los valores de concentración detectados durante los muestreos experimentales en las estaciones de medición de la red de monitoreo de la calidad del aire de Roma. En una segunda fase, a efectos de estimar el movimiento del penacho de contaminantes, se efectúan simulaciones de la concentración espacial de las sustancias por medio de la aplicación de un modelo de dispersión de contaminantes tipo penacho gaussiano.

El propósito es de llevar a cabo un estudio que pueda definir la acción de la contaminación en las zonas limítrofes a la instalación de tratamiento de residuos a partir de las primeras horas del martes 11 de diciembre, de tal forma será posible determinar el riesgo por la salud humana y los impactos en el medioambiente.

2. Análisis del incendio accidental

Para poder analizar la contaminación generada por el incendio accidental de residuos, es necesario recolectar las informaciones oportunas que caracterizan el acontecimiento. Por tanto es recomendable conocer con el mejor nivel de detalle las características del emplazamiento donde se realizó la combustión de residuos y estudiar las condiciones de desarrollo, en términos de tiempo de demora, volumen de material quemado y situación meteorológica presentes en el momento de la emisión y dispersión en la atmosfera de los contaminantes.

Las principales informaciones relacionadas con el incendio proceden de la *Agencia Regional de Protezione Ambientale*, en adelante *ARPA*, un organismo de la pública administración italiana, gestionado por las Regiones de Italia. Las principales funciones atribuidas al *ARPA* pueden resumirse en: acciones de monitoreo de los distintos vectores ambientales (clima, calidad del aire, de las agua, caracterización del suelo, nivel acústico, etc.); control y vigilancia con respecto a las normativas vigentes en ámbito del medioambiente; soporte técnico-científico, instrumental y analítico a los organismos administrativos; desarrollo de un sistema informativo ambiental de soporte a las autoridades institucionales y a disposición de las organizaciones interesadas. La agencia se desarrolla sobre una escala regional y por lo tanto dentro del siguiente estudio se hace referencia a la entidad de *ARPA Lazio*.

En cuanto al incendio accidental de residuos ocurrido en Roma, el *ARPA Lazio* se encargó de monitorear el estado de la contaminación atmosférica, comunicando los resultados con la publicación de 9 informes durante el periodo inmediatamente posterior al producirse del incendio, entre el 11 y el 21 de diciembre de 2018. Dentro de los informes se comentan los avances relativos a los estudios de dispersión de contaminantes en la ciudad de Roma por el periodo sucesivo al evento.

2.1 Planta de tratamiento mecánico-biológico AMA Spa TMB-Salario

La instalación de Tratamiento Mecánico-Biológico de vía Salaria 981, en adelante TMB-Salario, se sitúa dentro del *III Municipio*, un área residencial al norte de la ciudad de Roma. Sus coordenadas geográficas son 41°58'07''N, 12°30'20''E. La estructura trata residuos urbanos mixtos, sometiénolos a procesos de transformación químico-física y biológica que tienen como principal objetivo la reducción del volumen y del peso de los residuos a enviar a disposición final y, sucesivamente, la recuperación de los materiales y de la energía contenida en los mismos.

Dentro de la instalación coexisten varias actividades y realidades de la empresa *AMA Spa (Azienda Municipale Ambiente)*, que opera en el sector de los servicios ambientales por cuenta del Ayuntamiento de Roma. El *AMA* se ocupa principalmente de la recogida, el tratamiento y la disposición de residuos sólidos urbanos y, al mismo tiempo, gestiona el cumplimiento de los servicios cementerios y la conservación del decoro urbano (limpieza urbana, resolución de actos vandálicos etc.). Las actividades realizadas dentro del TMB-Salario están coordinadas y reglamentadas por la misma empresa que figura como propietaria de la planta.

En las figuras 2.1 y 2.2 se puede observar la localización de dicha estación de tratamiento en la zona periférica de la ciudad de Roma y destaca su proximidad a los centros habitados.



Fig. 2.1 - Ubicación del TMB-Salario en Roma

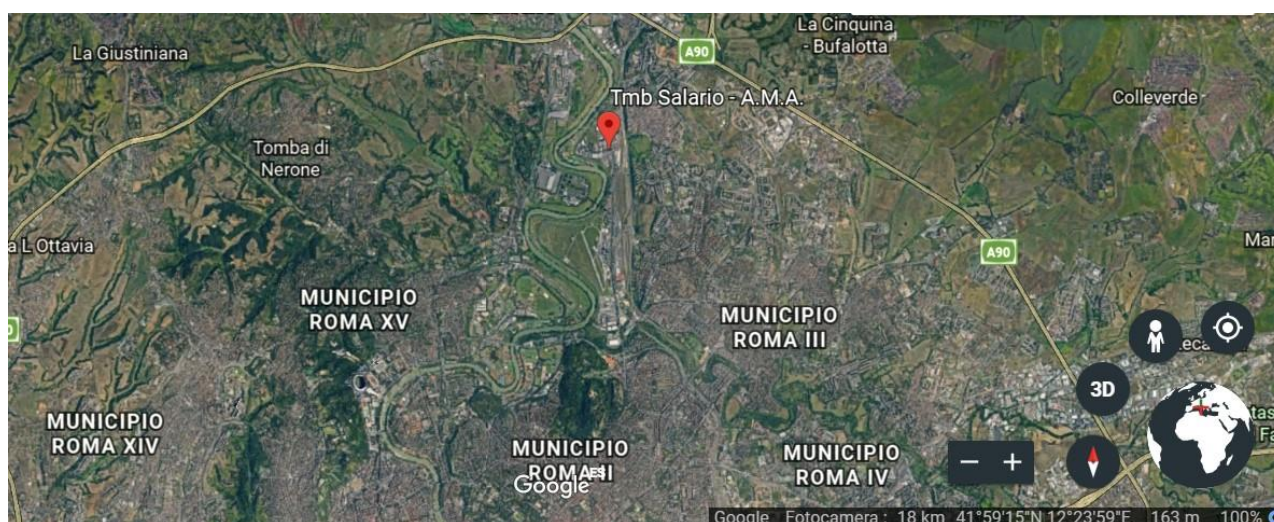


Fig. 2.2 - Ubicación del TMB-Salario en el III Municipio

El TMB-Salario, juntamente al TMB de Rocca Cencia, constituyen el punto de tránsito obligado para los residuos mixtos producidos por el municipio de Roma. Las instalaciones reciben cada día, sin tratamiento previo, alrededor de 2600 toneladas procedentes de toda el área metropolitana¹. Es responsabilidad de estas plantas someter los residuos a procesos de selección y repartición para enviarlos a las sucesivas etapas de disposición final. En particular, la actividad principal de los TMBs del entorno romano consiste en repartir la fracción húmeda de la fracción seca, que tiene un elevado poder calorífico. Los procesos realizados permiten que la fracción seca se convierta en “*Combustible Derivado de los Residuos*”, conocida con el acrónimo de *CDR*, que normalmente se destina a la valorización energética en las plantas de termo-valorización, mientras que la parte húmeda se somete a un tratamiento para convertirla en “*Fracción Orgánica Estabilizada*”, denominada *FOS* por su sigla en italiano. Esta última fracción se compone de un material orgánico apto mayoritariamente para las actividades de cobertura en los vertederos (Di Maria, 2012).

Con respecto a esto, se indica en la tabla 2.1 en los valores promedios en porcentaje la repartición de los residuos sólidos urbanos mixtos producidos en la ciudad de Roma, según el análisis realizado en el año 2016

¹ Fuente: <https://www.amaroma.it/raccolta-differenziata/2725-i-dati-2013-della-raccolta-a-roma.html>

por AMA. La empresa se ocupa, al margen de las actividades de recogida y disposición de residuos, de rastrear el origen y la tipología de residuos producidos.

Tabla 2.1 - Distribución en porcentaje de los residuos mixtos, AMA 2016

Repartición RSU Mixtos Roma, 2016	
<i>Residuos orgánicos</i>	15,9%
<i>Papel</i>	28,1%
<i>Embalaje compuesto</i>	0,9%
<i>Plástico (PET, HDPE, PVC etc)</i>	19,0%
<i>Vidrio</i>	3,8%
<i>Textil/cuero</i>	7,1%
<i>Metales</i>	4,5%
<i>Otros (goma, pañales etc.)</i>	20,9%
TOTAL (%)	100

La composición aquí analizada sólo se refiere a la fracción de residuos no seleccionados que, según la referencia del año 2016, representan el 57,7% de los residuos totales. Cabe señalar que, en toda el área metropolitana de Roma, la recogida selectiva todavía tiene dificultades para su completa operatividad, de tal forma que se cuentan porciones elevadas de residuos potencialmente reciclables dentro de la fracción mixta (más del 28% de papel y casi el 20% de plásticos). Esta ineficiencia en la ejecución del servicio conlleva a la presencia de residuos que, si son quemados de forma no controlada, pueden emitir sustancias no deseables y muy tóxicas (ISPRA, 2018).

En cuanto al TMB-Salario, su capacidad de tratamiento es de 750 toneladas diarias de residuos mixtos (AMA, ficha técnica “*Impianto Salario*”). Sin embargo, teniendo en cuenta las dimensiones y la capacidad de almacenamiento de sus depósitos, se estima que el volumen de residuos fijos presentes dentro de la estación era de aproximadamente 5000 toneladas. La zona de tratamiento, alrededor de 3000 m² de extensión total, se compone de cinco secciones principales que corresponden a otras fases de procesamiento:

- área de recepción
- área de selección y producción de CDR
- área de higienización
- área de refinación
- área de filtración del aire

Dentro del edificio de recepción se reparten los residuos en dos flujos: un primer flujo, constituido por la fracción seca, compuesta mayoritariamente de materiales derivados del petróleo (plástico, goma etc.) obtenida eliminando la fracción fermentable, y un segundo que representa la fracción húmeda, con matriz esencialmente orgánica. Una vez separados los desechos férricos de la fracción seca, se obtiene el CDR, que se envía directamente a una sección de refinación adonde se somete a un proceso de desferrificación antes de la trituración. El material, de naturaleza principalmente orgánica, se desferriza también y se envía para la higienización en tanques específicos situados al interior del edificio de estabilización. La higienización es la fase en la que la fracción húmeda se somete a un proceso de fermentación por 28 días seguidos: esta etapa tiene la finalidad de estabilizar la fracción orgánica, a partir de la cual se genera la FOS. La refinación ocurre en un local conteniendo dos cedazos a los cuales se redirige la FOS y consiste en la separación de eventuales desechos ferrosos y plásticos que no se han retenido durante los precedentes tratamientos. Al término de este último proceso el material resulta preparado para utilizarse en las capas de los vertederos. Finalmente, la filtración del aire prevé el trasvase del aire en las torres de lavado, para lavar el flujo de aire exhausto, y sucesivamente en los compartes de biofiltración constituidos por material de relleno para facilitar la adsorción de las eventuales sustancias odoríferas (Montejo et al., 2013).

A través de las fases antes descritas, del total de los residuos tratados el 30% se convierte en CDR, mientras que el 20% se transforma en FOS. La cantidad restante se compone de un 20% constituido esencialmente por agua, un 15% de desechos de selección, otro 15% de desechos de refinación de la FOS y finalmente un 1-2% de materiales ferrosos.

La estructura del TMB-Salario se constituye también por un conjunto de locales, entre los cuales se identifican las oficinas gestionales y administrativas, los vestidores del personal y algunos almacenajes, todos ubicados en correspondencia del ingreso principal. Por otra parte, la instalación representa una de las sedes de almacén y de taller para la reparación de los vehículos utilizados durante las actividades de gestión de residuos. Se encuentra, por lo tanto, un área destinada al cobertizo de los vehículos al aire libre y, en relación al continuo tránsito de medios de transporte, se sitúa una estación de abastecimiento de vehículos a soporte de las actividades de reparación y almacén.

Se muestra a continuación en la figura 2.3 el plano de implementación del TMB-Salario de AMA, marcando la repartición por zonas operativas:



Fig. 2.3 - Plano de distribución del espacio del TMB-Salario

La planta de tratamiento mecánico-biológico TMB-Salario se encuentra durante años al centro del debate por parte de los residentes de la zona (Roma Daily News, 2018; Corriere della Sera, 2018). La infraestructura se coloca en la vía Salaria en las inmediaciones de una zona densamente poblada², ya existente en el momento en el que se tomó la decisión de su construcción (puesta en marcha de la instalación: julio 2011). La primera casa se encuentra a 50 metros de distancia de la entrada principal, mientras que a sólo 150 m se coloca una guardería. Puede apreciarse la cercanía entre la instalación de tratamiento y la zona residencial en la figura 2.4 propuesta a continuación.

² Alrededor de 2100 hab/km²

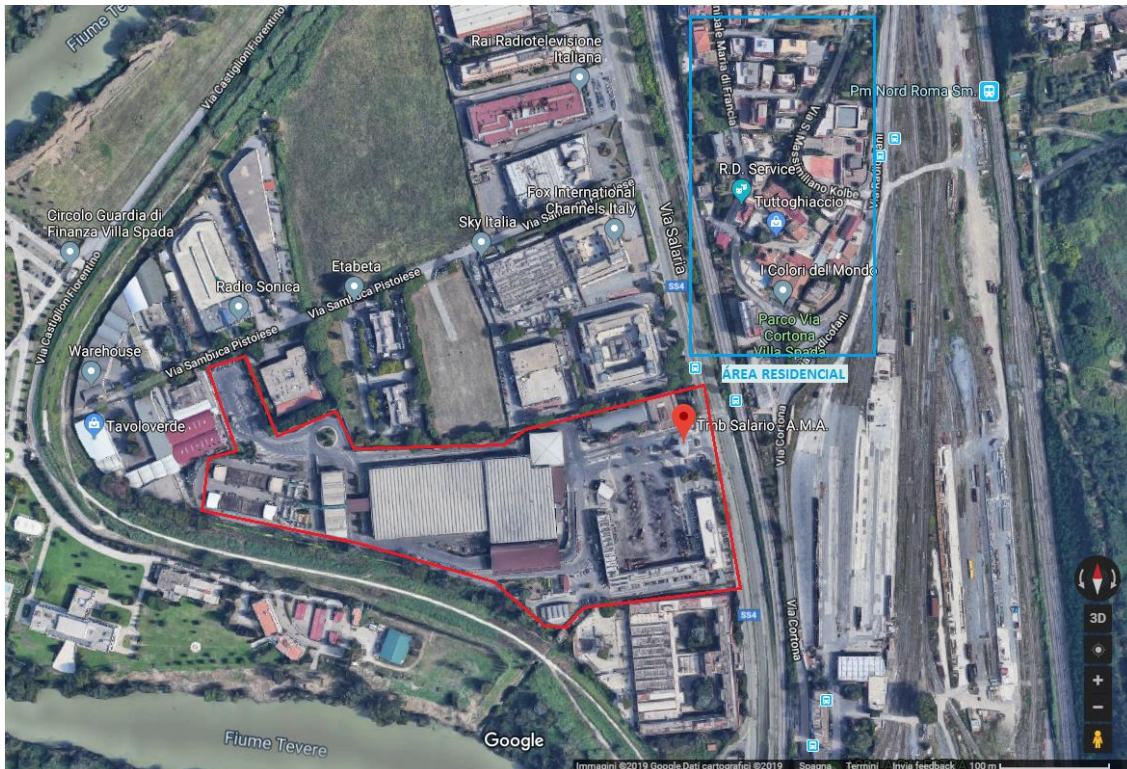


Fig. 2.4 - Distancia del TMB-Salario de la zona residencial

A partir de la puesta en obra de la planta se recibieron numerosas quejas, por parte de los ciudadanos y las administraciones locales, con respecto al emplazamiento no adecuado para esta tipología de instalación. La principal razón del malcontento se atribuye a los posibles olores y exhalaciones procedentes de la estación, se precisa que dentro de la instalación se actúa un proceso de fermentación que tarda unas semanas para su realización. Por su cercanía el olor producido se difunde en las zonas limítrofes, al tratarse de los barrios limítrofes de Fidene, Settebagni, Villa Spada, Serpentara, Casal Nei, Porta di Roma y Colle Salario, causando fuertes molestias. A esto se suma que desde tiempo, a causa de algunos trabajos de mantenimiento extraordinario debidos a averías técnicas, la planta subió retrasos en el procesamiento de los materiales a tratar. La instalación por lo tanto no era capaz de deshacerse rápidamente de la enorme cantidad de residuos que cotidianamente recibía con la consecuencia de acumular en su interior un depósito de grandes volúmenes de residuos.

En el noviembre 2018, las actividades de control efectuadas por el ARPA Lazio destacaron algunas irregularidades en la realización de las actividades ordinarias habilitadas por el TMB-Salario. Entre todas, se señaló la saturación del área de almacenamiento inicial de residuos, debida a la formación de montones de basura con alturas superiores a la cota de la zona de descarga. Se determinaba la no regular realización de los procesos de descarga de los vehículos entrantes en la instalación y una fuerte limitación de los espacios necesarios a la línea de tratamiento y transferencia de residuos. La presencia de los mencionados montones causaba que las capas inferiores de residuos fueran subyacentes de forma prolongada y resultaran con mayor facilidad sujetas a instaurarse condiciones fermentativas y putrefactivas. Se supone que las emisiones odoríferas percibidas por los trabajadores y habitantes de las áreas adyacentes a la planta se debían a la gestión de cantidades de materiales superiores a las de diseño. La relación de monitoreo de ARPA Lazio con la detección de los factores críticos encontrados dentro de la instalación, destacó que la infraestructura de hecho se había convertido en un vertedero en el medio de la ciudad.

A tal efecto, se desprende la controvertida situación de la contestada estación de tratamiento de residuos, que desde años es protagonista de la atención mediática de la crónica romana entre protestas y denuncias.

2.2 Descripción del incendio accidental

En el siguiente apartado, se describe el evento ocurrido el 11 de diciembre de 2018 dentro de la estación de tratamiento de residuos TMB-Salario de Roma. Se trata de un grave incendio que, al día de hoy, todavía presenta numerosas incógnitas sobre su origen y evolución en el tiempo. A tal razón, se intentan definir las dinámicas del evento pretendiendo determinar las condiciones en las que el incendio se cumplió.

Para caracterizar con el mayor detalle posible el desarrollo del incendio se analizan distintas fuentes de informaciones. Con respecto al comportamiento típico de los incendios accidentales, se toman en cuenta las referencias encontradas mediante la revisión bibliográfica; en cuanto a la descripción del acontecimiento se consideran los informes de ARPA Lazio y, finalmente, se toman en consideración también las informaciones contenidas en los periódicos que dieron testimonio del sucedido a través de las noticias de crónica. Una última, pero no despreciable, fuente de información está constituida por las fotos sacadas durante el día mismo del incendio, gracias a la sola observación de las imágenes se pueden detectar numerosas pistas sobre la evolución del incendio, puesto que la forma y el color del penacho de humo pueden dar la orientación necesaria para entender algunas informaciones básicas (NASA, 2018). A pesar de todos los recursos a disposición, las modalidades de realización de un incendio accidental no permiten disponer por completo de las variables implicadas y, por lo tanto, es necesario recorrer a algunas suposiciones para definir la evolución de lo ocurrido en el caso concreto.

2.2.1 Descripción del evento

El incendio accidental dentro de la instalación del TMB-Salario se verificó en el amanecer del día 11 de diciembre de 2018, el fuego estalló durante la noche entre el 10 y el 11 a partir de las 4:00 de la madrugada y se prolongó durante las doce horas siguientes para extinguirse completamente gracias a la intervención de los bomberos a las 16:00 horas de la tarde. El incendio provocó una auténtica catástrofe: se estima que en total quemaron alrededor de 500 toneladas de residuos contenidos en el interior, poniendo fuera de servicio las maquinarias de tratamiento y dejando inoperable la instalación por completo.

Para apagar el fuego se utilizaron 12 unidades de extinción de incendios, equipos del *Corpo Nazionale dei Vigili del Fuoco* (VV.F.), que intervinieron a partir de las primeras alarmas y en unas horas alcanzaron extinguir las llamas. Las causas aún se desconocen, por un lado se supone que se pudieran haber creado condiciones tales para activar un proceso de autocombustión; por el otro, al estado actual, no se excluyen hipótesis de dolo premeditado e intencional. De todas formas, según los bomberos, el fuego se originó dentro del almacén principal de recogida de residuos y se difundió rápidamente hasta llegar al techo, destruyendo buena parte de las estructuras de depósito.

A partir de las primeras llamas, se alzó de la estación de tratamiento una columna de humo negro, denso en producto de la combustión, que por toda la mañana sobrevoló los barrios circundantes hasta llegar al centro de la ciudad. La nube, o *penacho*, de contaminación se mantuvo visible durante el día entero y recorrió algunos kilómetros desde el punto de partida, alarmando los ciudadanos. Se muestra a continuación un conjunto de imágenes realizadas durante la mañana del 11 de diciembre significativas a la hora de entender la magnitud del incendio. Se observa la importancia del penacho de contaminantes emitido y su propagación a lo largo de la ciudad (figuras 2.5 - 2.8).



Fig. 2.5 - Penacho de humo que inunda los barrios del III Municipio, 11/12/18



Fig. 2.6 - Dispersión del penacho de contaminación, 11/12/18



Fig. 2.7 - Penacho de humo, 11/12/18



Fig. 2.8 - Humo negro en el centro histórico de la ciudad: Città del Vaticano (izq.) y Piazza Venezia (der.), 11/12/18

El incendio provocó daños suficientes para cerrar la planta en los días siguientes al accidente a causa de la inoperatividad de la estructura³. En la misma ocasión, el TMB-Salario se puso bajo secuestro por las fuerzas de orden público, mientras que la fiscalía empezó las investigaciones para indagar sobre el origen de ignición de las llamas y verificar la suposición de desastre culposos.

El accidente de diciembre pasado no fue la primera vez que se verificó un accidente similar dentro del TMB-Salario, de hecho ya pasó el martes 2 de junio de 2015 que se incendiara un conjunto de residuos dentro de la estación de tratamiento. En dicha ocasión las medidas de alarma y prevención funcionaron tan rápidamente que los primeros auxilios del personal AMA, con la llegada y el soporte del cuerpo de bomberos, lograron apagar las llamas en tiempos cortos sin provocar excesivos daños. Sin duda alguna, el accidente del año 2015 no fue tan perjudicial como en el caso de diciembre de 2018. El penacho de contaminación emitido el 11 de diciembre se hizo evidente por varias horas dominando la ciudad y emitiendo fuertes olores desagradables. Los impactos, por lo tanto, pudieron percibirse totalmente, tanto a nivel visual como olfativo. La respuesta de los ciudadanos tuvo un gran alarmismo, típico de los accidentes extraordinarios que a menudo afectan a la opinión pública. Dada la proximidad a la zona habitada y la fuerte percepción de las emisiones atmosféricas y olfativas, se entienden las motivaciones que permitieron que el evento provocara gran descontento y molestias.

2.2.2 Los incendios accidentales en la bibliografía

Para reproducir las dinámicas que determinaron la instauración de un incendio, se ha revisado la bibliografía a efecto de encontrar las informaciones esenciales para entender el acontecimiento del caso de estudio.

Un incendio involuntario se define como un fenómeno accidental de naturaleza química, caracterizado por una combustión no deseada a la cual participan combustibles genéricos no destinados para esto. Normalmente dicha combustión tiene origen en un lugar no predispuesto a acogerla a causa de un aporte de energía ocasional. Por tales motivos a menudo se escapa del control, provocando daños a las personas, los bienes y el medioambiente. Se desarrolla en presencia de determinadas características, que dependen del lugar adonde ocurre y de la calidad y cantidad de los materiales combustibles presentes (Basset, 1996).

La práctica de combustión incontrolada, en el caso específico de residuos urbanos, puede representar en la mayoría de los casos un significativo riesgo ambiental, produciendo efectos no deseados incluso en la salud humana. Estos tipos de incendios normalmente están acompañados por emisiones repentinas y humos con un contenido elevado de compuestos tóxicos. Esta tipología de quema se caracteriza por ser una combustión lenta e ineficiente, que provoca la emisión a la atmósfera de una gran variedad de contaminantes. La velocidad con

³ Fuente: Roma Capitale, "Tmb Salario, memoria Giunta su aree trasferta rifiuti: a Ponte Malnome per 6 mesi" publicado el 18/12/2018

la que se realiza la combustión depende, entre otros factores, de la cantidad de agua presente dentro del material sometido a quema (Finet, 1987). La humedad de los residuos sólidos urbanos desempeña una función importante, siendo alto su contenido. El agua presente disminuye el poder calorífico en una cantidad igual al calor latente de evaporación, es decir el aporte energético necesario para hacer que evapore el agua. El poder calorífico inferior (*lower heating value* en inglés), que se define como la cantidad de energía liberada, a presión constante, durante la combustión completa de una masa unitaria de material, para los residuos municipales se encuentra en un rango de valores entre 3 y 25 MJ/kg mediamente⁴. Esta variación depende esencialmente de la pluralidad de materiales que pueden formar parte de los residuos, dependiendo por encima del país, la época del año y la presencia de industrias o comercios (Garcés et al., 2016; Franjo et al., 1992).

Por lo que concierne la duración temporal de un genérico incendio accidental, los factores son múltiples entre los más influyentes se detectan la ventilación del área interesada, la velocidad con la que se someten a combustión los materiales y el aporte externo de energía. A pesar de las numerosas variables influyentes en el desarrollo de un evento parecido, dentro de la bibliografía científica siempre se identifican algunas fases estándares que se detectan en el desarrollo temporal de un incendio (Basset, 1996).

En primer lugar, una *Fase de Ignición* donde el proceso de combustión es inestable y se rige principalmente por el balance térmico de la reacción. A seguir, se encuentra una *Fase de Propagación*, cuya característica principal es la estabilización de la reacción de combustión. En dicha etapa, se nota una marcada tendencia al extenderse del incendio asociada a un rápido aumento de la temperatura ambiente. Cuando la temperatura tiende a uniformarse y alcanza valores entre 500-600 °C se denomina *Fase Aguda*, que puede llegar hasta los valores del punto crítico, o *Flashover*, que consiste en el punto de completo desarrollo del incendio. El valor de 600 °C se adopta en la generalidad de los casos como temperatura de completo desarrollo del incendio, teniendo en cuenta que tal valor depende de las características del ambiente y de los materiales sometidos a combustión. Finalmente en la *Fase de Apagado*, el progresivo agotamiento de combustible determina la reducción de la emisión térmica por parte del incendio, que disminuye progresivamente de intensidad hasta apagarse por completo. El incendio se considera extinguido cuando se excluye la presencia de sustancias que puedan reactivar el fuego y cuando la temperatura ambiente desciende por debajo de los 300 °C.

El desarrollo hasta aquí descrito puede ilustrarse en referencia al patrón temporal de la temperatura promedio durante el incendio (figura 2.9). Tal curva permite individualizar las etapas principales anteriormente presentadas, que caracterizan los avances del fuego en el tiempo. Se muestra a continuación la gráfica *temperatura-tiempo* que describe dicho patrón estándar por un incendio:

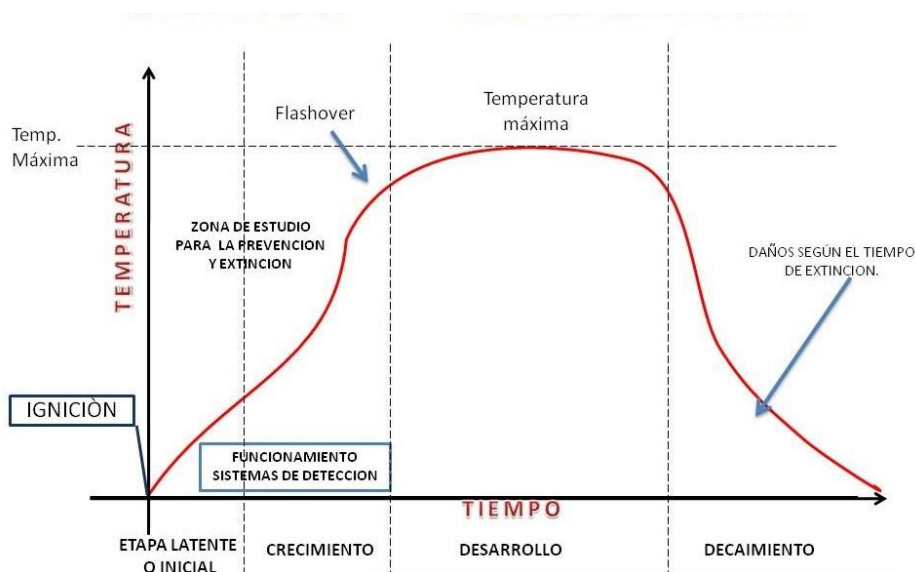


Fig. 2.9 - Patrón típico de un incendio temperatura-tiempo

⁴ Fuente: UNI EN 15359:2011

Se destacan de forma clara las cuatro etapas descritas: típicamente la primera fase de crecimiento de la curva es gradual, a la cual sigue una etapa de incremento más acelerada hasta llegar al punto correspondiente al desarrollo máximo (*Flashover*). Finalmente por la intervención de algún sistema de extinción o por agotamiento de las sustancias combustibles, la temperatura empieza a descender hasta su completo apagado. Normalmente la curva mantiene durante las fases de crecimiento y decrecimiento una pendiente leve sin presentar interrupciones bruscas.

2.2.3 Las hipótesis del incendio del TMB-Salario

Basándose en la gráfica *temperatura-tiempo* que caracteriza la evolución de un incendio accidental, se supone un comportamiento parecido con respecto al patrón del evento ocurrido dentro del TMB-Salario. A continuación se muestran las suposiciones realizadas para definir el comportamiento del incendio dentro de la instalación. Según la disponibilidad de informaciones procedentes de las fuentes antes mencionadas, se permiten definir las siguientes hipótesis:

- fase de ignición: a partir de las 04:00 horas
- fase de propagación: de las 04:00 a las 09:00 horas
- fase aguda: de las 09:00 a las 12:00 horas
- fase de apagado: a partir de las 16:00 horas

El siguiente paso consiste en relacionar las temperaturas promedio relativas a las fases de desarrollo del incendio a cada una de las horas del día 11 de diciembre implicadas en el accidente. A tal respecto se representan en la figura 2.10 las hipótesis llevadas a cabo en la gráfica temperatura-tiempo.

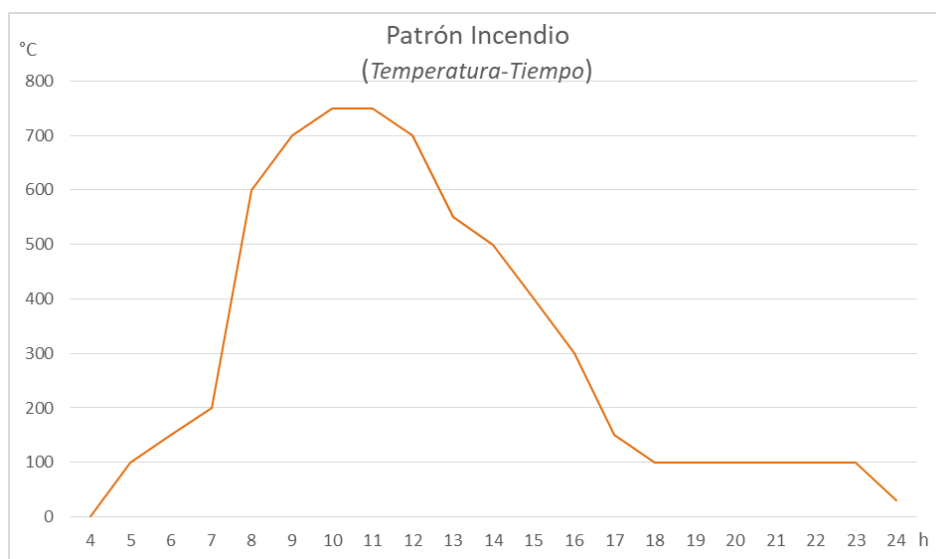


Fig. 2.10 - Patrón supuesto para el incendio del 11/12/18

El patrón propuesto se basa sobre los estándares encontrados en las referencias, aplicándose al caso concreto del TMB-Salario. La fase inicial del incendio se caracteriza por un crecimiento bastante rápido (más marcado a partir de las 7:00 horas), debido a la ampliación no supervisada de las llamas durante las horas nocturnas. A seguir, se estima una temperatura máxima de 750 °C, alcanzada entre las 10:00 y 11:00 horas, valor aplicable al caso de quema de residuos sólidos urbanos, mientras que la temperatura de flashover conseguida a las 8:00 de la mañana se supone alrededor de los 600 °C. A partir de las 16:00, hora en la que se declaró oficialmente apagado el fuego, se presenta una fase caracterizada por temperatura constante alrededor de los 100 °C que constituye un periodo de restablecimiento de las condiciones operativas de partida. A efecto de esto, tienen que considerarse las dificultades encontradas en apagar un fuego de tales dimensiones y, asimismo, el estado

del TMB-Salario anteriormente comentado (saturación del área de almacenamiento y sobrecarga de los residuos depositados).

A efectos de realizar la posterior modelización de la dispersión atmosférica de los contaminantes producidos por la combustión de residuos ocurrida dentro del TMB-Salario de Roma, es necesario disponer del patrón temporal del incendio, aunque esto sea aproximado. La incertidumbre de los resultados del modelo dependerá del detalle de las informaciones de input y de la idoneidad del modelo escogido.

2.3 Contaminación atmosférica

Dentro de un estudio de la calidad del aire, es recomendable definir de forma general el concepto de contaminación atmosférica. La contaminación atmosférica es cualquier alteración de las características químico-físicas del aire, determinada por la variación de la concentración normal o por la presencia de sustancias extrañas, de forma que puedan determinar efectos dañinos sobre el medioambiente, el hombre y los organismos vivos. Aunque puedan existir causas naturales que provocan alteraciones ambientales adversas, la contaminación se refiere principalmente a actividades antropogénicas (de origen humano).

En este sentido, la principal fuente de impacto ambiental a nivel atmosférico está constituida por los gases y humos de los procesos de combustión, independientemente del combustible que se toma en consideración. Las emisiones atmosféricas pueden producirse por una gran variedad de fuentes (*puntuales*, caso de las chimeneas de las industrias, o *difusas*, por ejemplo las emisiones de los vehículos de carretera) y sus impactos dependen de la composición química del combustible, las modalidades de realización del proceso de combustión y de la eficiencia de los sistemas de eliminación presentes.

Una evaluación de la contaminación basada sobre el control de todas las sustancias presentes en la atmosfera resulta difícil y por tal razón se miden sólo algunos de los contaminantes caracterizados por una elevada significancia ambiental y que puedan ser representativos de un estado de contaminación. Por lo tanto, los contaminantes monitoreados por las estaciones de la red de la calidad del aire del Lazio son los legislados por normativa nacional, que deriva de las directivas comunitarias de la Unión Europea y se basa sobre los valores guía de la OMS (*Organización Mundial de la Salud*).

2.3.1 Principales contaminantes atmosféricos

Los compuestos que se van a analizar están definidos como *contaminantes atmosféricos primarios*, es decir que se emiten de forma directa a la atmosfera. Los contaminantes, medidos en la red de la calidad del aire de Roma, que se consideran en el siguiente análisis son los siguientes:

- Material Particulado (PM₁₀)
- Monóxido de Carbono (CO)
- Óxidos de Nitrógeno (NO_x)
- Dióxido de Azufre (SO₂)
- Benceno (C₆H₆)

Se presenta a continuación una breve descripción de cada una de los contaminantes listados.

Con material particulado se identifica una de las numerosas fracciones en las que están repartidas las partículas, sustancias presentes en la atmosfera en forma de partículas microscópicas. Se compone por el conjunto de partículas sólidas dispersas en el aire con dimensiones bastante pequeñas: el caso del PM₁₀ se señala por tener un diámetro de partícula inferior o igual a 10 µm. En el caso de incendios, tanto antropogénicos como naturales, siempre se encuentra material particulado procedente del proceso de combustión, cuya presencia representa

los residuos microscópicos del material combustible en forma de cenizas y humos. El PM₁₀ es intrínsecamente tóxico a causa de las partículas por las que está compuesto que transportan las sustancias nocivas. Los daños están relacionados principalmente a los pulmones y al flujo sanguíneo, generando varios tipos de anomalías respiratorias, provocando principalmente efectos dañinos respiratorios y cardiovasculares.

A partir de las combustiones incompletas de los compuestos orgánicos, se emiten sustancias no completamente oxidadas como el monóxido de carbono (CO). Este gas es el producto más habitual durante las combustiones incontroladas, puesto que siempre se genera en condiciones de combustión no completa. El monóxido de carbono es dañino para la salud humana, debido a su fuerte afinidad con la hemoglobina en la sangre (afinidad alrededor de 220 veces superior a la del oxígeno). Por sus características de ser incoloro, insípido, inodoro y no irritante es muy peligrosos en lugares donde puede acumularse, provocando el bloqueo de la circulación de oxígeno en el organismo y causando la muerte por asfixia.

Los óxidos de nitrógeno (NO_x) aparecen principalmente debidos a la oxidación a alta temperatura del nitrógeno contenido en el aire de combustión o por el nitrógeno contenido en las sustancias combustibles. En general, la mayoría de los óxidos de nitrógeno derivados de los procesos de combustión no controlados, están representados por el NO, que enseguida a su emisión a la atmosfera se oxida rápidamente a dióxido de nitrógeno (NO₂). El dióxido es el más dañino y estable en la atmosfera, su mayor oxidación al aire ocurre con un mecanismo fuertemente influenciado por la radiación solar y la presencia de otras sustancias (como CO, partículas y COVs). Tanto NO como NO₂ son tóxicos para los humanos, incluso a concentraciones bajas pueden causar patologías respiratorias irreversibles.

Con respecto al dióxido de azufre (SO₂), su emisión depende del contenido de azufre en la sustancia sometida a combustión. En la atmosfera puede encontrarse también en la forma más oxidada de SO₃, de origen antrópica, o en sulfuro de hidrogeno (H₂S), de origen natural. Todos los compuestos son irritantes y altamente solubles en agua y, por esta misma característica de afinidad con el agua, están absorbidos con facilidad por las membranas mucosas de la nariz y por el tracto respiratorio superior. Los efectos se relacionan a irritación de la piel y ojos o a enfermedades del sistema respiratorio, como bronquitis, asma y traqueítis.

Finalmente el benceno (C₆H₆) es un hidrocarburo aromático, cuyo proceso de formación se caracteriza por una compleja secuencia de reacciones y se debe principalmente a la combustión de materia orgánica con déficit de oxígeno. Es un producto de la combustión incompleta de materiales contentes moléculas de carbono y se relaciona esencialmente a fuentes de naturaleza antrópica caracterizadas por presentar temperaturas superiores a los 500 °C (por ejemplo pirolisis e incineración de residuos). Se difunde rápidamente y puede permanecer en la atmosfera por largos periodos de tiempo, mientras que si está presente en el medio acuático es una de las sustancias más peligrosas y dañina por su poca afinidad con el agua. Históricamente, se conoce como uno de los primeros compuestos por los cuales ha sido constatada por la IARC⁵ la propiedad de carcinogenicidad.

Con respecto a la composición de los gases de combustión, dentro de la serie de contaminantes atmosféricos emitidos por un incendio accidental de residuos pueden encontrarse asimismo otros compuestos altamente tóxicos que se ponen bajo medición por situaciones específicas y no ordinarias (Renan Estrellan et al. 2010). En determinadas condiciones pueden identificarse compuestos orgánicos volátiles o COVs (*volatile organic compounds, VOCs*), cuya formación se relaciona también por la presencia de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAP o PAHs por sus siglas en inglés), como el benzo(a)pireno. Dependiendo de la composición de la fuente, los humos de salida pueden contener también trazas de metales, asociados al material particulado: se pueden apreciar considerables cantidades de plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd) y tal vez arsénico (As).

Además, en el caso de quema de residuos orgánicos se identifican incluso compuestos persistentes, tóxicos y con la posibilidad de bioacumularse, como las dibenzodioxinas policloradas (*polychlorinated dibenzodioxins*,

⁵ IARC: International Agency for Research on Cancer

PCDDs), los dibenzofuranos policlorados (*polychlorinated dibenzofurans, PCDFs*) y finalmente los bifenilos policlorados (*polychlorinated biphenyls, PCBs*) (Weichenthal et al., 2014).

En el siguiente análisis no se toman en consideración dichos contaminantes puesto que la red de monitoreo regional no dispone de datos de calidad suficiente para llevar a cabo la medición de estos compuestos, siendo la red enfocada en un monitoreo basado en condiciones de funcionamiento normal.

2.3.2 Normativa nacional y comunitaria

Para los contaminantes atmosféricos los límites normativos se encuentran dentro del marco legislativo italiano de salvaguardia y conservación de la calidad del aire. La serie de leyes redactas por el Parlamento Italiano debe sus orígenes a las directivas comunitarias de la Unión Europea concernientes que, en los últimos años, han tenido cambios debido al gran dinamismo del tema. Con la asimilación de las restricciones contenidas en las leyes se establece en Italia un marco regulatorio unificado para la evaluación y la gestión de la calidad del aire. Según el enfoque aplicado por la Unión Europea es necesario operar a la fuente de la emisión de contaminantes e identificar y aplicar las medidas más efectivas para reducir las emisiones a nivel local, como nacional. La línea general de los estados miembros de la UE debe encaminarse hacia la prevención para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente en general.

En el presente estudio se toman como referencia las normativas actualmente vigentes: a nivel de la Unión Europea la directiva de fecha 21 de mayo de 2008, *DIRECTIVA 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa*, y la respectiva trasposición en la República Italiana se aplica a partir del año 2010 con el *D.Lgs. 13/08/2010 n.155, Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa*. Dichos valores, con respecto a los contaminantes anteriormente presentados, se detallan en la tabla 2.2 a continuación:

Tabla 2.2 - Valores límites establecidos por el D.Lgs. 13/08/2010 n.155

Contaminante		Período	Valor Límite	Unidad de medida	Comentarios
Dióxido de Azufre	SO ₂	1 hora	350	µg/m ³	no podrá superarse más de 24 veces por año civil
		1 día	125	µg/m ³	no podrá superarse más de 3 veces por año civil
Dióxido de Nitrogeno	NO ₂	1 hora	200	µg/m ³	no podrá superarse más de 18 veces por año civil
		año civil	40	µg/m ³	
Benceno	C ₆ H ₆	año civil	5	µg/m ³	
Monóxido de Carbono	CO	máxima diaria de las medias en 8 horas	10	mg/m ³	
Material Particulado	PM ₁₀	1 día	50	µg/m ³	no podrá superarse más de 35 veces por año civil
		año civil	40	µg/m ³	

Dentro de la normativa asimismo se establecen los métodos permitidos para la medición, el cálculo, la estimación y la previsión de los niveles de contaminantes. Esta evaluación se basa en una clasificación de las zonas (zonificación) que respete estándares cualitativos elevados y homogéneos para asegurar un método uniforme sobre todo el territorio nacional. Además, tal como definido por el decreto, toda la red de monitoreo debe someterse a la gestión, o por lo menos al control, público y asegurado por las Regiones o delegado a las Agencias Regionales de Protección Ambiental (ARPA).

2.4 Situación meteorológica

El estudio de la situación meteorológica representa un elemento esencial dentro de las prácticas de monitoreo de la calidad del aire. Mediante el análisis de las principales variables meteorológicas que caracterizan las condiciones típicas, espaciales y temporales, se permite justificar el movimiento del penacho de contaminantes en el atmosfera y se proporciona el conocimiento necesario para evaluar los fenómenos de dispersión de los contaminantes.

Con respecto a una escala local, el factor que más influye en el transporte atmosférico de los contaminantes es el viento, tanto en su dirección como en su intensidad. Normalmente, las áreas más sujetas a los fenómenos de contaminación son las urbanas e industriales caracterizadas por una débil ventilación. La ausencia o la limitada intensidad del viento producen un estancamiento de las masas de aire que impide la normal circulación de las partículas y la dispersión de las sustancias. Igualmente juegan un papel importante las precipitaciones, que contribuyen a lavar el aire de los elementos presentes. Otros factores que desempeñan un rol importante durante los episodios de contaminación atmosférica son la radiación solar y la temperatura: el conjunto de estas dos variables en determinadas condiciones puede facilitar, por ejemplo, la creación del smog fotoquímico. Para comprender y justificar el comportamiento del penacho de contaminantes causado por un incendio, se considera necesario analizar la situación meteorológica propia del periodo del evento. Es fundamental conocer con precisión las principales variables influyentes en los mecanismos de dispersión de los contaminantes atmosféricos e investigar los procesos a los que se someten dichos contaminantes.

Para el caso concreto del incendio accidental de la ciudad de Roma y a efectos de analizar el impacto provocado por las emisiones, junto con las informaciones del día mismo del incendio, se recolectan los datos meteorológicos inherentes al día anterior y a los dos siguientes al evento, para asegurar un marco cuanto más completo de las condiciones en las que han tenido la oportunidad de dispersarse los contaminantes. En este sentido se presenta a continuación un cuadro de la situación meteorológica para los días 10, 11, 12 y 13 de diciembre de 2018 en el campo de acción del penacho de contaminación.

El periodo analizado se caracteriza por ser de pleno invierno en Roma y dada su proximidad al solsticio de invierno (21 de diciembre), las horas que reciben radiación solar son inferiores con respecto a las no la reciben. Por ejemplo durante el 11 de diciembre, el sol surge a las 07:27 y se pone a las 16:39, por un total de menos de 9 horas sol. En la imagen 2.11 se muestran los horarios de salida y puesta de sol del 10 al 13 de diciembre, cuyos valores indican expresamente la progresiva reducción de las horas de luz disponibles.



Fig. 2.11 - Horarios de salida y puesta de sol en Roma - días 10-11-12-13/12/18

2.4.1 Estaciones meteorológicas

Dentro de la ciudad de Roma, la medida de las variables meteorológicas se realiza mediante una red de adquisición de datos constituida por estaciones localizadas dentro de las áreas aeroportuarias. Por lo tanto, el número de los puntos de medición, así como la distribución, están vinculados por la presencia de los aeropuertos, resultando irregulares y discontinuos en el espacio. Las razones logísticas, técnicas y económicas por las cuales los aeropuertos monitorean de forma constante a la situación meteorológica se deben al carácter intrínseco de las actividades realizadas dentro de estas instalaciones.

Las observaciones meteorológicas aquí analizadas se presentan según la codificación METAR (acrónimo de *METereological Aerodrome Report*), típica del ámbito aeroportuario. Los registros METAR se componen por un texto con caracteres alfanuméricos reconocido por un estándar internacional. El código se emite de forma

periódica y contiene las principales informaciones relativas a la evolución de las condiciones meteorológicas. Dentro de un METAR se determinan las siguientes medidas físicas: intensidad y dirección del viento (en kts y grados respectivamente), visibilidad (km), condiciones del cielo, temperatura (°C), temperatura de rocío (°C) y presión atmosférica (hPa)⁶. Se supone que los datos procedidos por tales tipologías de fuentes son estadísticamente coherentes, homogéneos y consistentes para garantizar el utilizzo por motivos de investigaciones de contaminación.

En la red aeroportuaria romana, el primer punto de medición examinado se sitúa dentro del aeropuerto militar de Roma-Urbe (código ICAO: *LIRU*). Este aeropuerto se destaca por su significativa cercanía al lugar del incendio, apenas 1 kilómetro en dirección Sur. Tal proximidad es de gran utilidad a la hora de tener un indicador directo de las perturbaciones que el incendio provoca. Desafortunadamente por el limitado tránsito y las dimensiones restringidas del aeropuerto en cuestión, la capacidad de los datos disponibles está limitada únicamente a las horas laborales diurnas, no las nocturnas. Además, siendo la estación localizada dentro del área urbana, se ha de tener en cuenta que la representatividad de las medidas puede ser influenciada por la orografía de la ciudad, presentando por lo tanto un nivel de disconformidad con respecto a las masas de aire libre.

El siguiente proveedor de datos meteorológicos es el aeropuerto de Roma-Fiumicino (código ICAO: *LIRF*), se trata del aeropuerto civil más importante del país, situado en el litoral y distante pocos kilómetros de la ciudad. Debido a su carácter internacional (tráfico aéreo basado sobre el turismo intercontinental, negocios, comercio etc.), se encuentran valores registrados con una mayor frecuencia, en este caso cada una de las variables antes mencionadas se mide dentro de un rango temporal de media hora. La distancia que hay entre el aeropuerto y la ubicación del TMB Salario no se puede despreciar, puesto que distan 28 km.

Se muestra en la figura 2.12, la ubicación de los aeropuertos anteriormente indicados. Se señalan mediante los cursores amarillos los aeropuertos de Roma-Urbe y Roma-Fiumicino (*Aeroporto internazionale Leonardo da Vinci*), mientras que en rojo está señalada la posición del TMB Salario.



Fig. 2.12 - Ubicación estaciones meteorológicas aeroportuarias

En el desarrollo del análisis a partir de la observación del mapa se escogería el aeropuerto de Roma-Urbe por proximidad al origen de la contaminación. A pesar de esto, debido a la exhaustividad de datos se utilizan los METARs suministrados por el aeropuerto de Roma-Fiumicino, que proporciona los datos incluso durante las horas nocturnas. La topografía del área metropolitana permite tal aproximación en relación a la característica

⁶ Fuente: U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, "Federal Meteorological Handbook No. 1, Surface weather observations and reports" (2017)

de no presentar, dentro del entorno urbano, alturas naturales superiores a la cota de 50 metros y ofrecer estructuras urbanas con elevación promedio inferior a los 40 metros. A tal efecto, tratándose de un territorio mayoritariamente plano, ello justifica la elección de Fiumicino como fuente primaria de datos. De toda forma, la disponibilidad de los datos del aeropuerto de Roma-Urbe permite balancear razonadamente la referencia empleada en el análisis.

Se completa la información comentada con las coordenadas geográficas y la altura sobre el nivel del mar de las cabinas de medición de los aeropuertos analizados (tabla 2.3).

Tabla 2.3 - Coordenadas geográficas y altitud de las estaciones aeroportuarias

Aeropuerto	Código ICAO	Coordenadas Geográficas	Altitud (m s.n.m.)
Roma Urbe	LIRU	41°57'09"N 12°30'16"E	17
Fiumicino	LIRF	41°47'37"N 12°15'05"E	5

2.4.2 Análisis meteorológico

El siguiente análisis intenta proporcionar una visión detallada de las condiciones meteorológicas que interesan la ciudad de Roma durante los días 10, 11, 12 y 13 de diciembre de 2018. Los METARs proporcionados por el aeropuerto de Fiumicino se analizan en este contexto con frecuencia horaria, por cada hora al minuto cincuenta. A modo de ejemplo, el material presentado a continuación, tabla 2.4, sólo se refiere a las condiciones meteorológicas durante las horas de desarrollo del incendio (a partir de las 04.00 de la mañana hasta las 16.00 del día 11 de diciembre), en el *Anexo A* se presentan las tablas completas por el día anterior y los siguientes al acontecimiento. Las unidades de medidas mostradas son las utilizadas por el estándar METAR, excepto por el caso de los datos de velocidad de viento, aquí expresados en unidades de m/s en lugar de la notación aeroportuaria en nudos (kts).

Tabla 2.4 - Descripción códigos METAR día 11/12/18 (de 04:50 a 16:50)

LIRF, Roma Fiumicino (Italy)	11/12/2018												
	04:50	05:50	06:50	07:50	08:50	09:50	10:50	11:50	12:50	13:50	14:50	15:50	16:50
Código METAR	LIRF 110450Z VRB03KT CAVOK 03/M02 Q1016	LIRF 110550Z 06007KT CAVOK 02/M02 Q1017	LIRF 110650Z 05009KT 020V080 CAVOK 02/M02 Q1017	LIRF 110750Z VRB02KT CAVOK 03/M01 Q1017	LIRF 110850Z 06005KT 030V140 CAVOK 07/00 Q1018	LIRF 110950Z 06005KT 030V100 CAVOK 11/M01 Q1018	LIRF 111050Z 07005KT 040V110 CAVOK 12/00 Q1017	LIRF 111150Z VRB03KT CAVOK 13/00 Q1017	LIRF 111250Z VRB03KT CAVOK 14/01 Q1016	LIRF 111350Z 32004KT CAVOK 14/M01 Q1016	LIRF 111450Z 10006KT 070V130 CAVOK 13/00 Q1016	LIRF 111550Z 07003KT CAVOK 11/00 Q1017	LIRF 111650Z 01004KT CAVOK 07/02 Q1017
Dirección del viento (°)	variable	60	20-80	variable	30 - 140	30 - 100	40 - 110	variable	variable	320	70 - 130	70	10
Velocidad del viento (m/s)	1,54	3,60	2,57	1,03	2,57	2,57	2,57	1,54	1,54	2,06	3,09	1,54	2,06
Visibilidad (km)	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10
Condiciones del cielo	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK
Temperatura (°C)	3	2	2	3	7	11	12	13	14	14	13	11	7
Temperatura de rocío (°C)	-2	-2	-2	-1	0	-1	0	0	1	-1	0	0	2
Presión (hPa)	1016	1017	1017	1017	1018	1018	1017	1017	1016	1016	1016	1017	1017

Teniendo en cuenta el promedio estacional en Roma durante el mes de diciembre, la variación de temperatura no presenta cambios drásticos. Las diferencias se deben a la excursión térmica diaria que causa un descenso de la temperatura en las horas nocturnas. Se presenta a continuación (figura 2.13) el patrón de la temperatura durante los días de estudio.

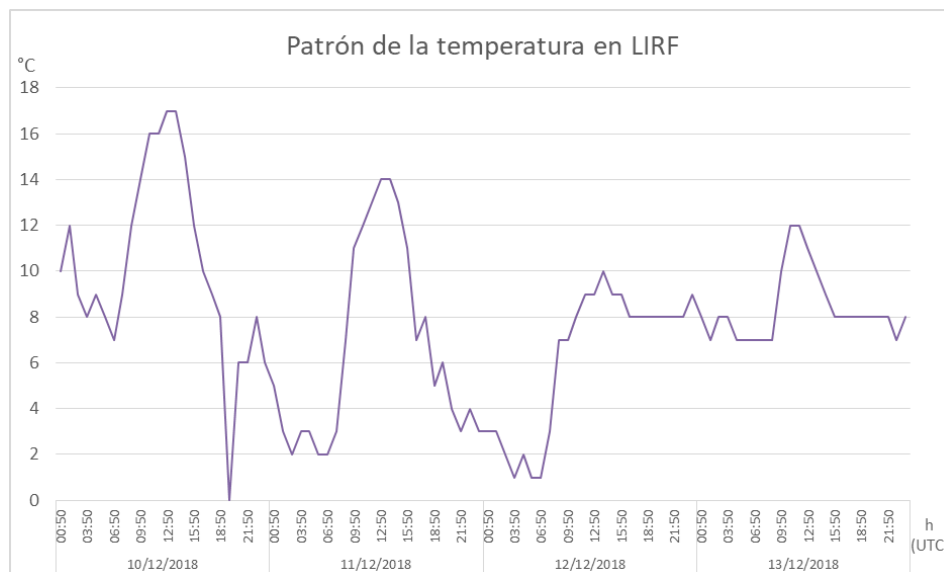


Fig. 2.13 - Patrón de la temperatura en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18

Se puede apreciar cada día alrededor de las 14:00 (12:50 horas UTC) un pico de temperatura, que se presenta en correspondencia de las horas más calientes. Las temperaturas bajan significativamente durante las noches, a partir de las 18:00 (16:50 horas UTC), sin descender en ningún caso bajo cero. Durante el 10 y 11, las variaciones de temperaturas son evidentes y remarcen la dinámica de la excursión térmica diaria, mientras que los días 12 y 13 presentan fluctuaciones menos marcadas, variando los valores entre los 7 y 12 °C. En todo caso, durante los cuatro días los valores permanecen dentro de un rango de temperaturas habituales por la temporada.

Lo mismo se aplica al caso de la presión atmosférica que no varía significativamente a lo largo del periodo analizado. La gráfica en la figura 2.14 muestra el patrón durante el mismo intervalo temporal anteriormente comentado.

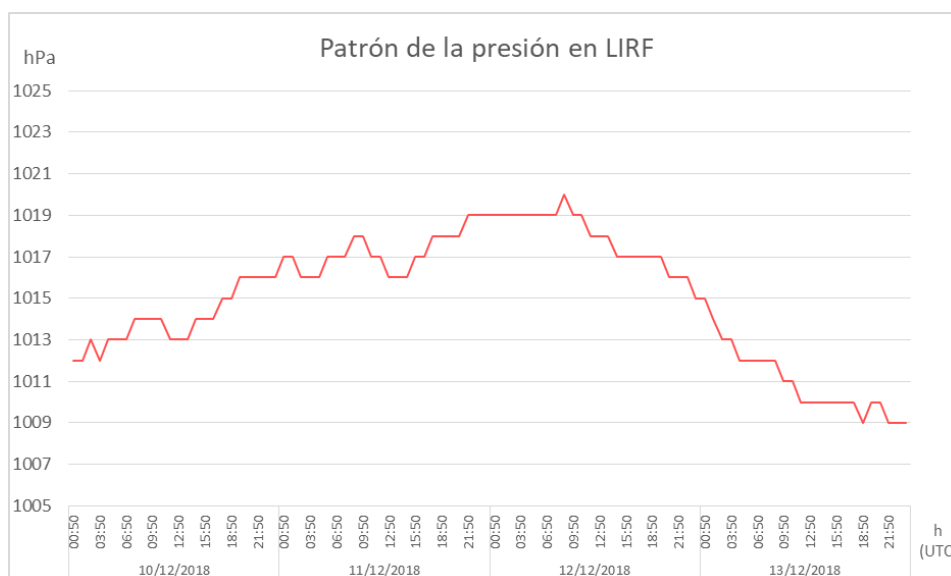


Fig. 2.14 - Patrón de la presión en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18

Mediante la observación de dicho patrón se destacan las primeras informaciones sobre la situación meteorológica, puesto que alteraciones pequeñas del valor de la presión indican condiciones de estabilidad atmosférica, mientras que variaciones repentinas normalmente significan un inminente cambio de las condiciones meteorológicas. El rango de valores proporcionados se mantiene por dentro de los 5 hectopascales durante los primeros dos días y se somete a un cambio más evidente a partir del 12, día en el que se detecta el

pico más elevado a las 9:50 horas, correspondiente al valor de 1020 hPa, y a seguir se percibe una caída significativa de presión.

Como se muestra en la tabla 2.4, donde domina el acrónimo CAVOK, las condiciones de cielo dentro de los registros METAR se representan mediante unas siglas. La condición de CAVOK (*cloud and visibility OK*) representa un estado meteorológico caracterizado por visibilidad de al menos 10 kilómetros, en el que no se encuentran nubes por debajo de los 150 metros y no se figura una circunstancia inminente o próxima de precipitaciones. Dicha condición permanece constante durante el entero día 10, 11 y por buena parte del 12, adonde se empiezan a señalar las primeras nubes a las 20:50 horas. Las nubes que aparecen durante la noche del 12 se convierten en lluvia sólo a partir de las 05:50 del 13, día en el que se registran los cambios meteorológicos más significativos. Las precipitaciones persisten a lo largo de todo el jueves 13 e incluso perduran el viernes 14. La visibilidad, que hasta el momento se había mantenido por encima de los 10 km, baja su valor con la acción de las fuertes precipitaciones del 13.

Con respecto al tema del viento, tiene que analizarse en primer lugar la dirección predominante, información esencial a la hora de estudiar la dinámica de transporte del penacho. El enfoque, que se aplica en este caso, descarta los horarios en los que la dirección del viento resulta variable, siendo estos menos significativos. A partir de los restantes datos puede deducirse el origen del viento mediante un planteamiento que considera el porcentaje de datos relacionados a una misma dirección. Se muestra a continuación el gráfico radial realizado utilizando dicho planteamiento (figura 2.15).

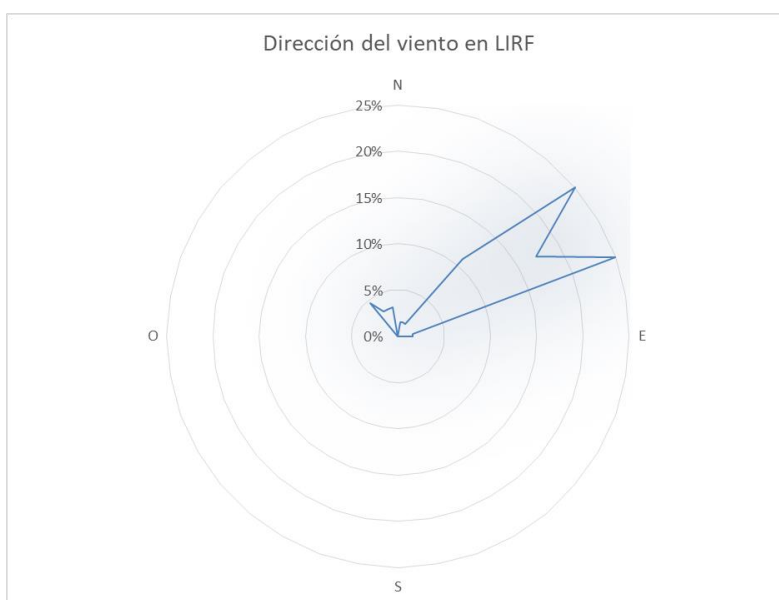


Fig. 2.15 - Patrón de la dirección del viento en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18

El promedio de los cuatro días señala que el viento viene principalmente de Norte-Este (45 °) y Este (90 °), puesto que el 25% de los datos registrados se remonta a la dirección de 50 y 70 grados, mientras que el 17% se reconduce a los 60 grados. Se presenta todavía un caso de variabilidad de dirección: tiene que señalarse la componente de vientos (menor del 5% del conjunto de datos analizados) procedente de la dirección Norte-Oeste (320 °) que se presenta únicamente durante el día 10. A tal efecto, se deduce que la dirección del viento se mantiene bastante constante a lo largo de todo el periodo presentado.

A seguir, la intensidad del viento forma parte de las variables más influyentes en la dispersión de los contaminantes, razón por la cual este indicador debe centrarse en los valores del día en el cual ocurre la emisión de contaminantes. A modo de comparación se muestra en la figura 2.16 el patrón de la velocidad del viento, en metros por segundos, en Roma-Fiumicino durante los días de análisis.

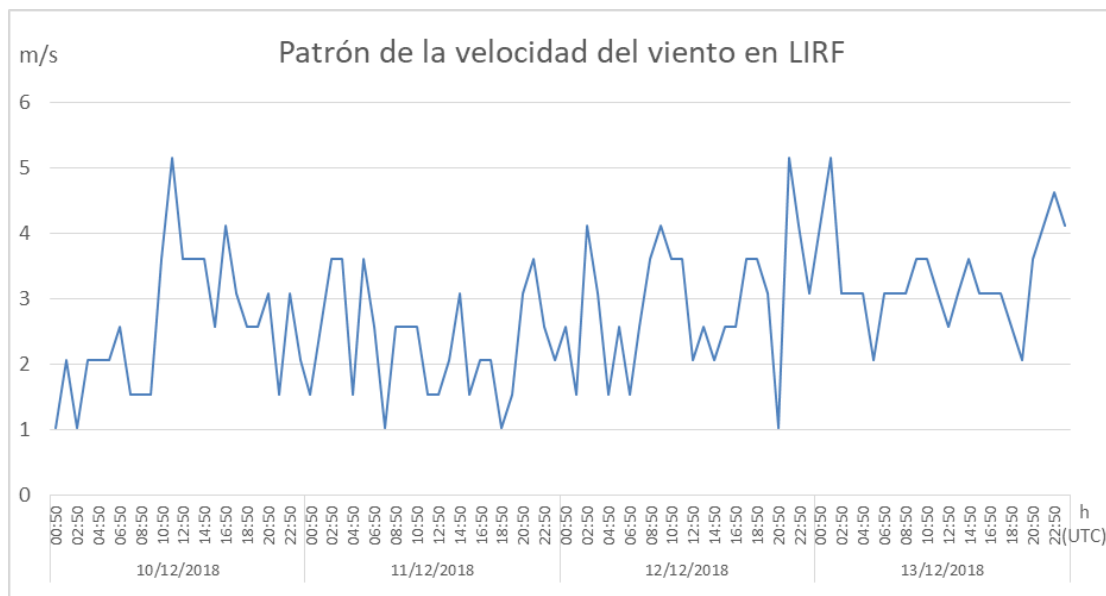


Fig. 2.16 - Patrón de la velocidad del viento en Roma-Fiumicino - días 10-11-12-13/12/18

La gráfica permite confrontar con facilidad los patrones durante cada día, mostrando como al momento del incendio (día 11/12/18) se registran los valores mínimos. Como puede observarse, durante el 11 la intensidad del viento no sobrepasa el valor de 3,6 m/s, que se registra durante la madrugada (02:50, 03:50 y 05:50) y en un pico único por la noche a las 21:50 horas. El incremento de la velocidad del viento durante los días posteriores se atribuye al cambio meteorológico, anteriormente comentado, ocurrido el 13 y se debe principalmente a las condiciones lluviosas.

Conjuntamente se comprueban las condiciones meteorológicas mediante las imágenes satelitales del área de la Europa por los días 10, 11 y 12 de diciembre (figuras 2.17 - 2.19). Los mapas a la derecha ofrecen la imagen satelital de las condiciones meteorológica europeas, mientras que las restantes reproducciones representan los pronósticos de nubes, precipitaciones y presión a nivel del mar proporcionados por el sistema de pronóstico de la calidad del aire *Caliope*, desarrollado por el BSC (*Barcelona Supercomputing Centre*)⁷.

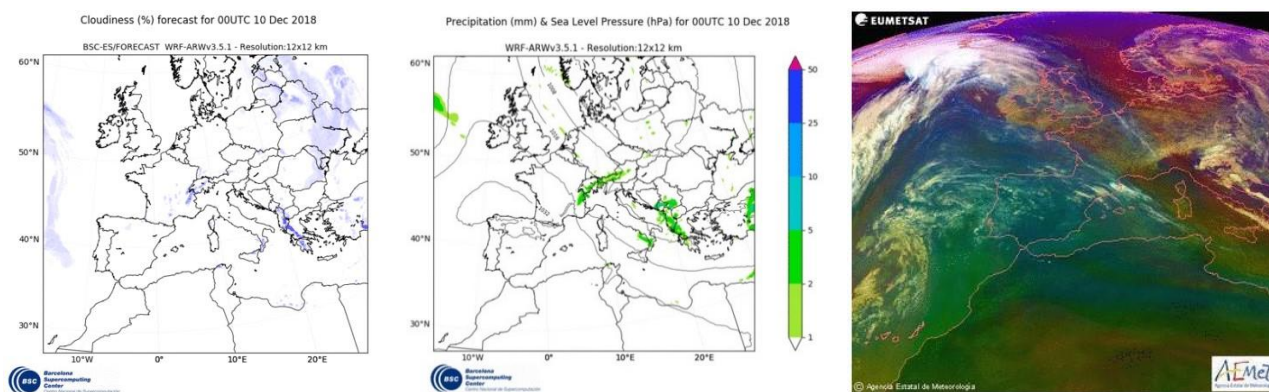


Fig. 2.17 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 10/12/2018

⁷ <http://www.bsc.es/caliope/es/pronosticos>

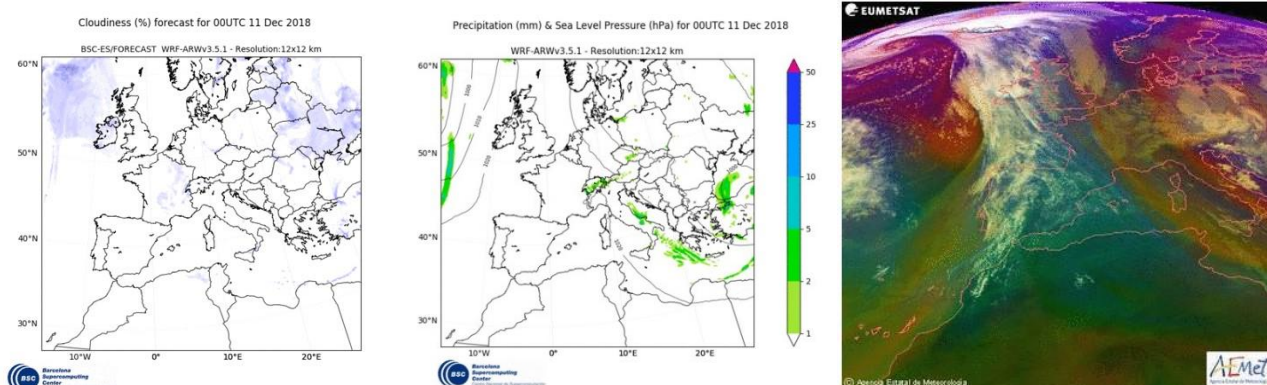


Fig. 2.18 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 11/12/2018

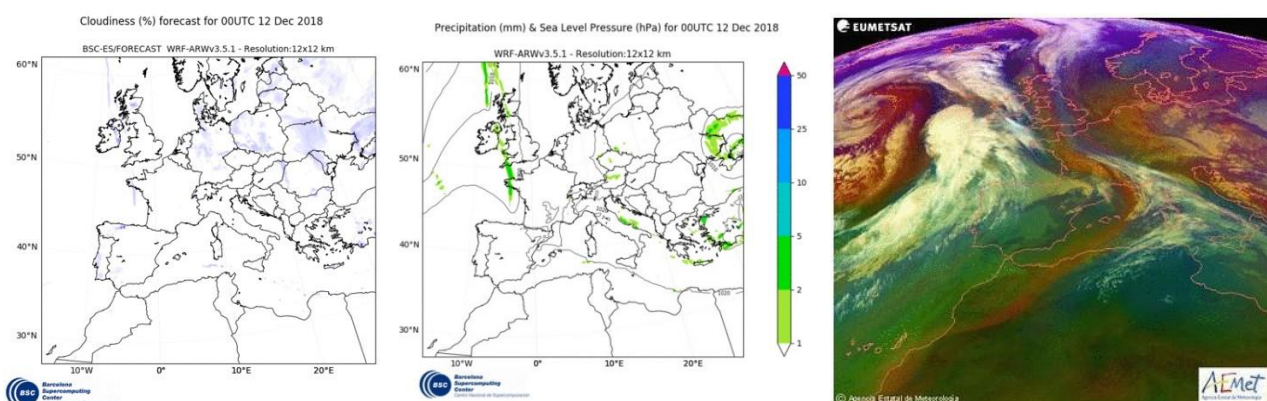


Fig. 2.19 - Pronósticos de Nubes, Precipitaciones, Presión a nivel del mar e Imágenes satelitales - día 12/12/2018

La observación de las imágenes junto con el análisis de los datos anteriormente explicados, permite definir con firmeza la situación anticiclónica en la que se encuentra Roma durante la primera parte del periodo de análisis. Esta condición se asocia generalmente a viento débil, dirección del viento constante y cielo despejado con una intensa radiación diurna. Generalmente, las condiciones imperturbadas de los anticiclones favorecen la estacionalidad de las masas de aire y no ofrecen posibilidad de dispersión a los contaminantes. Se concluye por lo tanto que, durante el desarrollo del incendio, el penacho de contaminación ha podido someterse a un proceso de dispersión espacial lenta y gradual.

2.4.3 Capa Límite Planetaria o PBL

Las informaciones descritas en el siguiente apartado intentan definir la dinámica de fluctuación de la capa límite planetaria por su posible influencia con los procesos de contaminación. Los datos inherentes a la altura de la PBL resultan determinantes a la hora de estudiar los episodios de contaminación a escala local, puesto que puede existir una directa relación entre dicha altura y la dinámica de dispersión.

La PBL (*Planetary Boundary Layer* o Capa Límite Planetaria) describe el área de la capa atmosférica en directo contacto con la superficie terrestre, se encuentra dentro de los primeros 2-2,5 kilómetros y por tal cercanía responde a los cambios inducidos por la tierra durante un ciclo diario. Consiste en la formación a distancia variable del suelo de una capa de aire caliente que forma una cobertura transparente y aislante. A alturas reducidas de la PBL se asocian situaciones atmosféricas estables y libres de nubes, mientras que en caso de zonas de baja presión, las condiciones convectivas favorecen el desplazamiento de las masas de aire en vertical hasta cotas más elevadas, causando la formación de nubes. En dichas circunstancias es complicado establecer físicamente la altura máxima de la capa límite y, por convención, se asume la base de las nubes como indicador de la altura. Normalmente el aire caliente a mayor presión es la porción de aire contaminada, siendo este a

contacto con el área originaria de la emisión de contaminantes. La concentración de contaminantes, por lo tanto, está influenciada por la elevación de la capa límite, que contribuye al estancamiento de sustancias no deseadas en la parte más próxima a la superficie terrestre, impidiendo la dispersión de las masas de aire. En caso de permitir la mezcla entre diferentes capas de la atmósfera, se puede obtener una disminución de la concentración de contaminantes por dispersión (Barnaba et al., 2017).

A tal efecto, se analiza el patrón de la altura de la PBL en la ciudad de Roma durante los días interesados por el incendio⁸ (figura 2.20).

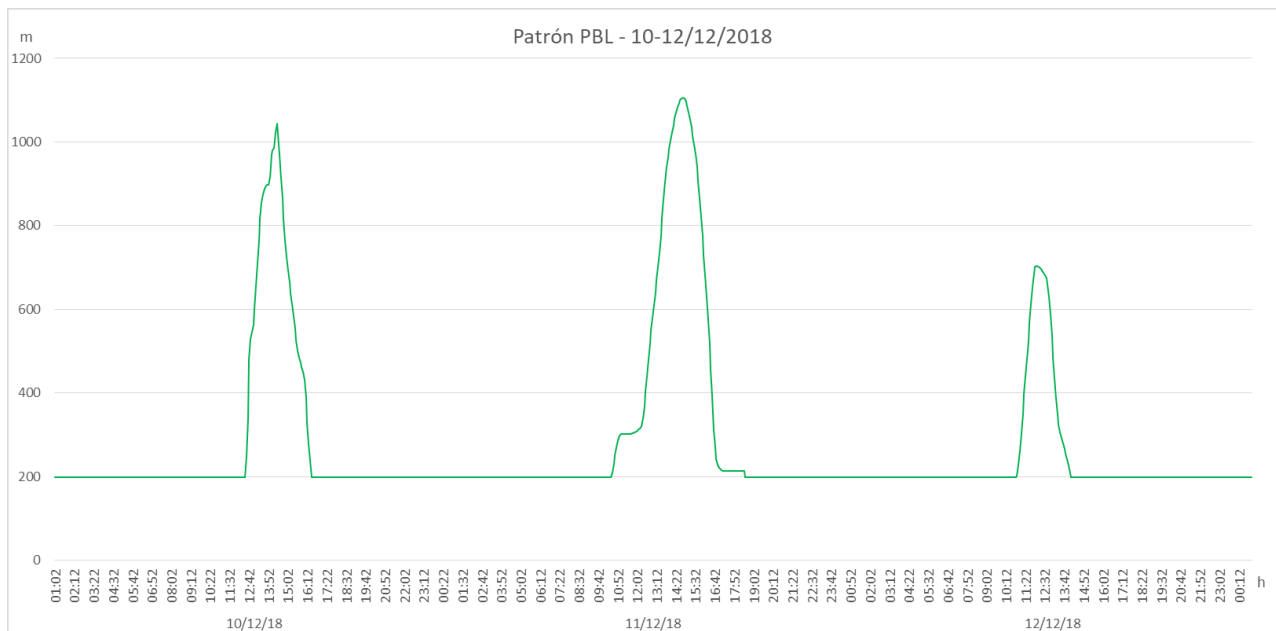


Fig. 2.20 - Patrón PBL en Roma - días 10-11-12/12

La tendencia de la altura de la PBL es cíclica, presentando cada día picos durante las horas diurnas y decreciendo a medida que va acercándose la noche. El cálculo de la altura de la capa límite se realiza mediante un ceilometer, un dispositivo dotado de laser que determina la altura de la cubierta de nubes. La herramienta utilizada no puede proporcionar valores cuando la capa límite se encuentra por debajo de la cota mínima de relevación del instrumento, alrededor de los 200 metros de altura. Por otra parte, únicamente los días 10, 11 y 12 de diciembre ofrecen informaciones sobre la altura de la PBL, puesto que el día 13 ha sido lluvioso y el ceilometer en estas condiciones no tiene capacidad de medición (Haeffelin et al., 2012).

En promedio los tres días aparecen bastante similares, especialmente el 10 y el 11, con desarrollo de la PBL entre 10:00 y 17:00 horas, que coinciden con las horas sol de esos días de mes de diciembre. Como puede observarse en la gráfica, la altura máxima alcanzada durante las horas diurnas es de alrededor de 1050 m, mientras que las nocturnas presentan valores mínimos de cota de la capa límite. Debido a la breve duración del día, típica del invierno en esta porción del hemisferio boreal, se deduce que la altura de la PBL no encuentra forma de mantener una cota suficientemente elevada para permitir el movimiento vertical de las masas de aire. Por tal razón se supone que durante este tiempo el movimiento vertical de las masas de aire en las capas atmosféricas más bajas está inhibido. Tal condición no favorece el movimiento ascendente de los contaminantes que, en presencia de viento horizontal, tienden a moverse paralelamente a la superficie terrestre.

En consecuencia, se está presentando a una situación meteorológica cerca de solsticio de invierno con un patrón sinóptico típico del anticiclón y de estancamiento de los movimientos atmosféricos, que no favorecen la dispersión y que tienen un largo periodo de horas nocturnas con altura de PBL mínima. Por lo anterior,

⁸ Datos producidos en el ámbito de la red Alice-NEt (www.alice-net.eu) a partir de medidas realizadas por el sistema PLC (Polarization Lidar Ceilometer) "Rome-Downtown" del CNR-Isac-Roma mediante análisis de los perfiles particulares realizado manualmente. Los datos están proporcionados por los responsables de Alice-Net: G.P. Gobbi e L. Di Liberto.

dentro del entorno urbano de Roma durante las noches se figura una condición de contaminación acentuada a causa de la estabilidad atmosférica y remarcada por la caída de la capa límite. La dispersión de las sustancias encuentra dificultades y, en tal caso, se supone un impacto significativo a pesar de la extensión y el origen de la contaminación, tanto durante las horas diurnas como las nocturnas.

3. Análisis de las mediciones experimentales

A la hora de analizar el impacto de la contaminación generada por el incendio accidental del TMB-Salario, se necesita disponer de la información relativa a la concentración de los contaminantes dentro de la ciudad de Roma por el periodo apropiado de tiempo.

El monitoreo de la calidad del aire en la ciudad de Roma se realiza por la Red Automática de la Calidad del Aire (*Rete Automatica di Qualità dell'Aria*), en propiedad y gestión por parte de ARPA Lazio, que consta actualmente con 54 estaciones de medida, distribuidas en las cinco provincias de la región. Además dentro de la red se incluyen los centros provinciales de gestión y validación de los datos, coordinados por un centro regional general de recogida, elaboración y difusión de los datos. En Roma las estaciones en funcionamiento son 13, equitativamente distribuida a lo largo de la ciudad⁹.

El análisis se realiza entonces con el soporte de los datos inherentes a las concentraciones de los principales contaminantes bajo monitoreo por legislación, que ARPA Lazio proporciona de forma gratuita y libre de acceso en su página web oficial. Además, por el caso concreto del incendio del TMB-Salario, representan una fuente importante de informaciones los informes que la misma agencia publicó en el periodo siguiente el incendio, a medida de informar la población sobre la evolución de la contaminación en la ciudad.

Se presenta a continuación un análisis detallado de los datos de concentración para los principales contaminantes medidos en la red de calidad del aire de la ciudad de Roma. El estudio se enfoca en los días 10, 11 y 12 de diciembre, caracterizados por una situación meteorológica parecida, y por 5 de las estaciones que componen la red de monitoreo, siendo estas las más próximas al foco de contaminación.

3.1 Estaciones de la red de monitoreo

En el siguiente apartado se estudian las estaciones que se vieron afectadas por la dispersión de los contaminantes generados por el incendio. En este sentido, se recolectan los datos relativos a la concentración de los contaminantes en el área mayoritariamente impactada por la dispersión de los humos del incendio. Los criterios adoptados son la cercanía a la fuente de contaminación y la posibilidad de llevar a cabo un análisis caracterizado por una escala espacial de tipo local, es decir dentro de los 10 km de distancia. Se escogen por tanto las estaciones que respeten dicho rango de aplicabilidad y a tal respecto, del conjunto de la red de monitoreo, se identifica un total de 5 estaciones. Las estaciones de la red que se toman en consideración se listan a continuación:

- Francia
- Villa Ada
- Bufalotta
- Cipro
- Tiburtina

En la siguiente tabla (3.1) se muestran las informaciones esenciales para definir las estaciones del caso, se presentan: el código relativo a cada estación, la definición del tipo de estación, sus coordenadas geográficas, la altitud sobre el nivel del mar y finalmente la distancias del TMB-Salario, expresadas en metros.

⁹ Fuente: <http://www.arpalazio.net/main/aria/doc/RQA/locRQA.php>

Tabla 3.1 - Caracterización de las 5 estaciones del caso de estudio

Estación	Código	Tipo	Coordenadas Geográficas	Altitud (m s.n.m.)	Distancia del TMB (m)
Francia	3	Urbana de Tráfico	41.947447, 12.469588	43	3810
Villa Ada	39	Fondo Urbano	41.932874, 12.506971	50	3990
Bufalotta	48	Fondo Urbano	41.947649, 12.533682	41	3300
Cipro	49	Fondo Urbano	41.906358, 12.447596	31	8440
Tiburtina	55	Urbana de Tráfico	41.910257, 12.548870	32	7400

Dentro del entorno de la ciudad de Roma, todas las estaciones analizadas se caracterizan por ser de muestreo de tipo *urbano*, lo que significa que su ubicación está dentro de áreas edificadas o por lo menos mayoritariamente edificadas. Dentro de la clasificación de estaciones urbanas se encuentra otra distinción entre las que son *Urbanas de Tráfico* (como es el caso de Francia y Tiburtina) y las de *Fondo Urbano* (caso de Villa Ada, Bufalotta y Cipro). Las primeras se caracterizan por una posición que permite que el nivel de contaminación medido sea influenciado principalmente por las emisiones del tráfico, procedentes de las calles limítrofes con intensidad de tráfico medio-alta. Respecto a las de fondo, estas se ubican de forma que el nivel de la contaminación no sea influenciado por una fuente específica (industrias, tráfico, etc.), sino por el conjunto de todas las fuentes puestas a contra viento con respecto a las direcciones predominantes de los vientos en dicho lugar.

El intervalo espacial entre las estaciones y la planta de tratamiento se encuentra dentro del rango de escala local (10 km de distancia). Las estaciones de Francia, Villa Ada y Bufalotta no superan incluso los 4 km de distancia con el TMB-Salario. Cipro y Tiburtina se encuentran más alejadas, siempre quedando dentro de los límites impuestos por la escala escogida, a los 8,4 y 7,4 km respectivamente. La ubicación de las estaciones con respecto al TMB-Salario puede apreciarse en el mapa a continuación (figura 3.1):

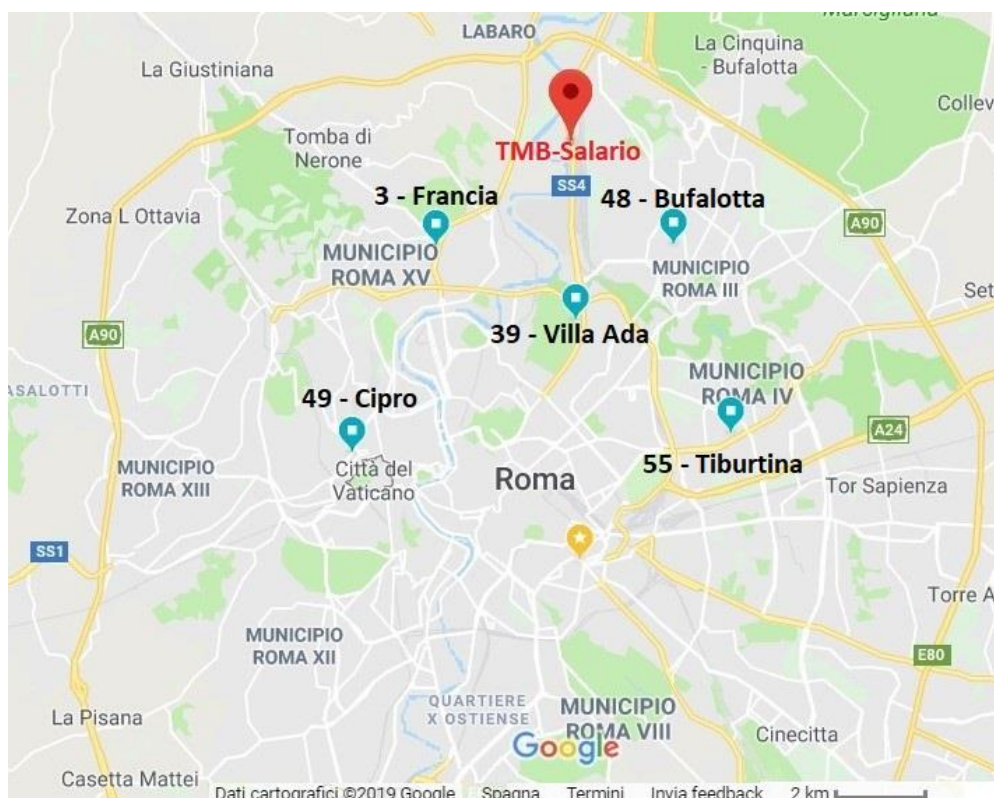


Fig. 3.1 - Ubicación de las estaciones de medición

Se nota claramente la cercanía de las estaciones a la planta de tratamiento de residuos y puede por lo tanto suponerse que todas fueron afectadas por los fenómenos de dispersión de la contaminación atmosférica causados por el incendio. De forma preliminar, puede también presumirse las estaciones que registran los

niveles de contaminación más elevados, en conformidad con la información sobre la dirección del viento durante el 11 de diciembre (Francia y Cipro).

3.1.1 Sistema de monitoreo ambiental

El monitoreo ambiental dentro de las estaciones de la red de la calidad del aire está realizado y gestionado por el ARPA Lazio, según lo establecido por sus competencias estatales. Los datos de concentración son accesibles en la página web de ARPA Lazio¹⁰, presentándose en forma de archivos *ASCII* (acrónimo de *American Standard Code for Information Interchange*, Código Estándar Estadounidense para el Intercambio de Informaciones). Todos los datos están validados por la misma entidad, que trata todas las observaciones calculándolas al menos en el 75% de los datos disponibles. En caso no alcanzar dicho umbral, el dato se identifica con un valor nulo.

La frecuencia con la cual se proporcionan los datos de medición depende del contaminante y se reparte de la siguiente forma:

- Material Particulado → diaria
- Todos los demás → horaria

Además los datos de concentración, tanto a nivel horario como diario, se expresan según las siguientes unidades de medidas:

- Monóxido de Carbono → mg/m³
- Todos los demás → µg/m³

3.1.2 Técnicas de mediciones de los contaminantes

A pesar de lo requerido por la normativa inherente al monitoreo de la calidad del aire, no todas las estaciones bajo análisis miden de forma regular los compuestos previamente introducidos. Con respecto a la situación actual, el estado de monitoreo de las concentraciones se reparte de la siguiente forma (tabla 3.2):

Tabla 3.2 - Contaminantes medidos en cada estación

Estación	Código	PM ₁₀	CO	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	C ₆ H ₆
Francia	3	V	×	V	V	V	×	V
Villa Ada	39	V	V	V	V	V	V	V
Bufalotta	48	V	×	V	V	V	V	×
Cipro	49	V	×	V	V	V	×	×
Tiburtina	55	V	×	V	V	V	×	×

En la tabla, se destaca una falta importante de informaciones relativas a las medidas del CO. Este contaminante sólo se mide en la estación de Villa Ada y, con respecto a las otras 4, se desconoce su concentración a lo largo de todo el año 2018. La ausencia de monitorización de esta sustancia durante este incendio accidental, puede afectar significativamente a los resultados de un análisis de la calidad del aire. Con respecto al SO₂, se encuentra disponibilidad de datos en dos estaciones, la de Villa Ada y de Bufalotta. De igual forma, la concentración del benceno está limitada a dos de las estaciones en examen: Francia y Villa Ada. Por otra parte, no se encuentran dificultades en detectar los valores de los óxidos de nitrógeno, que por lo general facilitan

¹⁰ <http://www.arpalazio.net/main/aria/sci/basedati/chimici/chimici.php>

datos en todas las estaciones. Lo mismo puede decirse por el caso del PM_{10} que también no muestra carencia de datos con respecto a los emplazamientos analizados. Se concluye, por lo tanto, que en las estaciones escogidas para estudiar la evolución de la contaminación, la de Villa Ada es la que ofrece la mayor exhaustividad, presentando disponibilidad de todos los contaminantes bajo análisis.

3.2 Análisis de los contaminantes del día 10/12/18 al 12/12/18

En primer lugar, para realizar un estudio de la contaminación debida al incendio de residuos, se han recolectado los valores de concentración de los contaminantes medidos en las estaciones seleccionadas. A tal respecto se efectúa un estudio horario de la evolución de su concentración, excluyendo al principio la información relacionada al material particulado por su frecuencia diaria.

Con respecto al estudio de la contaminación por el día 11 de diciembre, se considera oportuno realizar un análisis que pueda demostrar si el origen de la contaminación es atribuible a las emisiones causadas por el incendio accidental. Se actúa, por lo tanto, con una comparación a lo largo de 3 días por los cuales se han estudiados previamente las condiciones meteorológicas. De tal forma, se comparan los valores observados por el 11, con los inherentes al día anterior (10/12/18) y al siguiente (12/12/18). El análisis de las concentraciones del 10 de diciembre permite probar la real incidencia del incendio, puesto que por este día se supone un funcionamiento regular de la medición sin perturbaciones adicionales y unas condiciones meteorológicas prácticamente equivalentes. Por otra parte esta metodología posibilita el estudio de los impactos de la dispersión de los contaminantes, tomando en cuenta el día siguiente al apagado del fuego.

Se muestran a continuación los patrones de las concentraciones durante los tres días seguidos. La primera estación por la cual se realiza la comparativa es Francia, estación de tráfico urbano (figura 3.2):

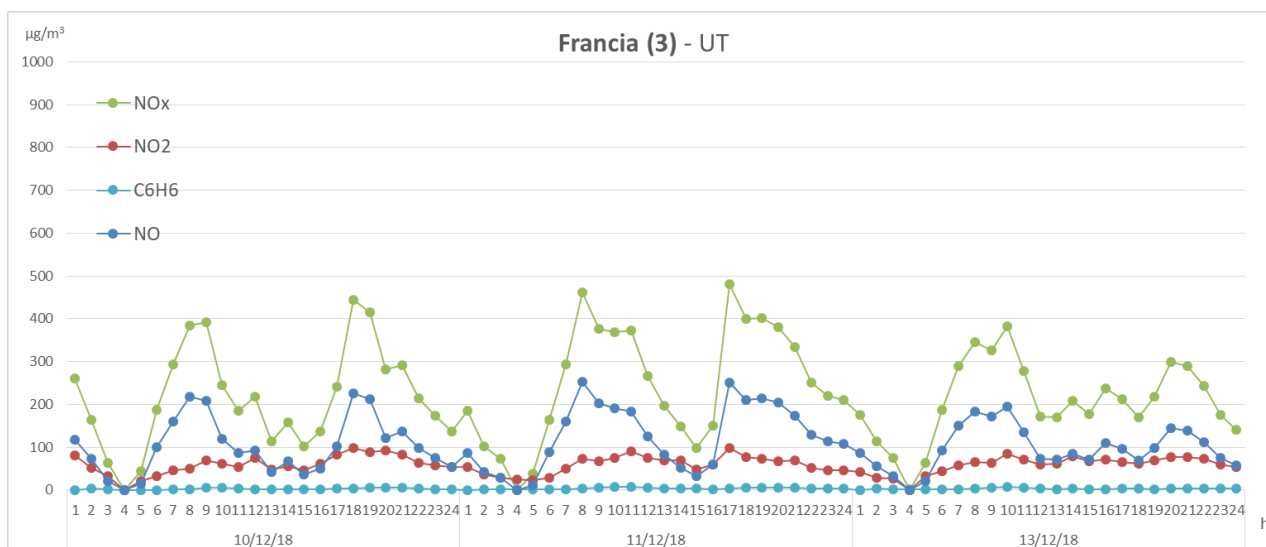


Fig. 3.2 - Patrón de las concentraciones en la estación de Francia - 10-11-12/12/18

La estación de Francia en sus patrones no muestra cambios significativos a lo largo de los 3 días, que presentan en promedio valores dentro del mismo rango de los medidos durante el día del incendio. La concentración de NO_x observa valores máximos diarios por las noches del 10 y 11 (respectivamente 445 y 481 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y durante la mañana del 12 igual a 383 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El caso del benceno igualmente tiene poca variación entre los días, manteniéndose alrededor de los 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (valor de límite anual por ley).

Se presenta a continuación en la figura 3.3 el patrón temporal de la estación de Villa Ada (urbana de fondo). Siendo la única estación con la posibilidad de medir la concentración del monóxido de carbono, se muestra en

la misma gráfica su patrón en relación al eje de referencia puesto en la derecha (unidades de medidas de mg/m^3).

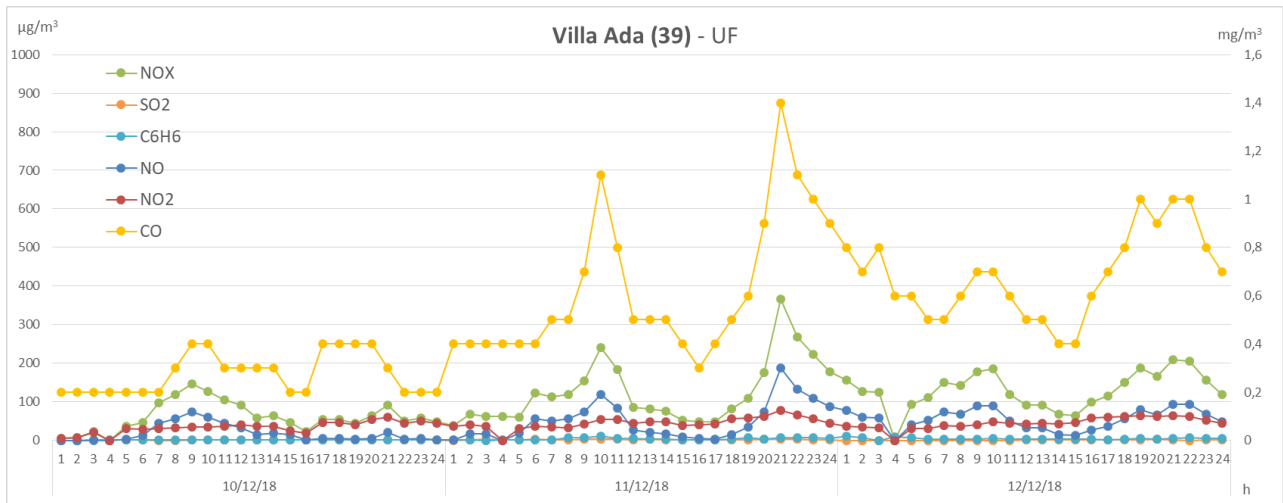


Fig. 3.3 - Patrón de las concentraciones en la estación de Villa Ada - 10-11-12/12/18

En primer lugar, puede apreciarse la evolución de la concentración del CO, contaminante que se caracteriza por una tendencia creciente a partir del primer día de análisis. Las concentraciones de los siguientes días doblan las medidas del 10/12/18. A pesar de tener concentraciones elevadas incluso durante el día 12, su valor máximo igual a $1,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ se detecta al día del incendio.

Los óxidos de nitrógeno de la misma forma crecen de manera exponencial entre el 10 y el 11, desde un máximo de $146 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 09:00 horas del 10 hasta uno de $367 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ por la noche del 11. Al llegar del día 12, la concentración disminuye hasta los $120 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio.

El benceno llega a su valor máximo de $10,7 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 horas del 11 y por lo general se mantiene con valores superiores a los $6 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante el resto del día. El día anterior presenta concentraciones moderadas, permaneciendo por debajo de los $2 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que el siguiente se ve afectado por las concentraciones del 11, observando valores alrededor de los $5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Finalmente el dióxido de azufre, ve su valor casi triplicar entre el 10 y el 11 ($1,2 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs. $3,4 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$), con una consistente reducción durante el 12 con un valor promedio de $1,5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Siguiendo el mismo enfoque, se analizan las concentraciones en la estación urbana de fondo de Bufalotta (figura 3.4):

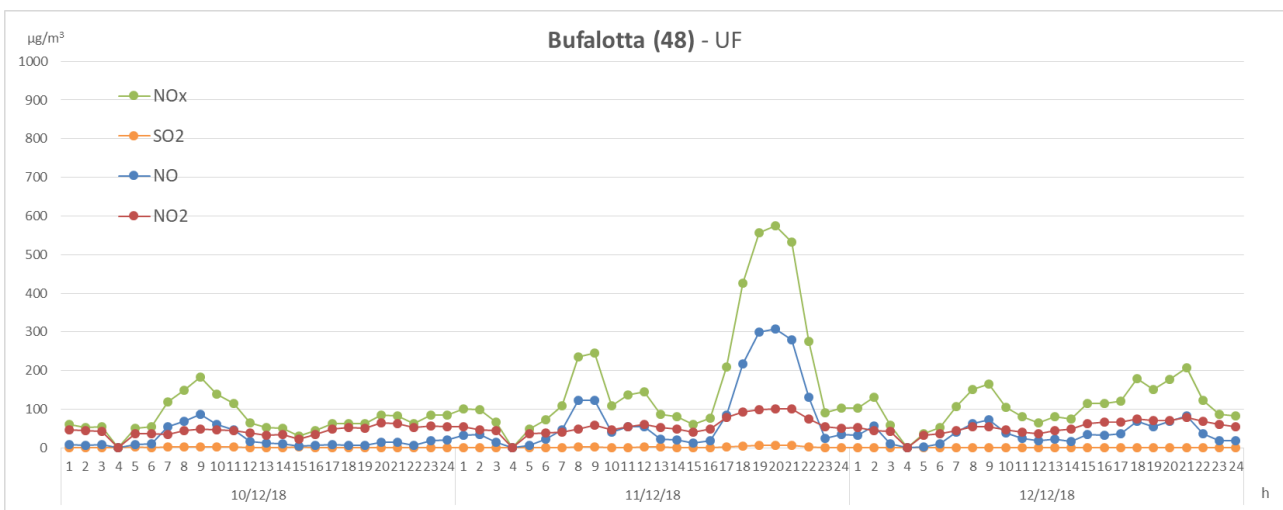


Fig. 3.4 - Patrón de las concentraciones en la estación de Bufalotta - 10-11-12/12/18

En la estación se empiezan a apreciar de forma más marcada las variaciones de concentraciones ocurridas durante el día 11. Con respecto a los óxidos de nitrógeno, el valor del pico nocturno del 11 alcanza una concentración igual a $574 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y, en relación al 10 y 12, dichos valores se encuentran en un rango entre los 183 y $207 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

El SO_2 presenta una diferencia sustancial entre el día del incendio y los otros dos: el 10 y el 12 las concentraciones se mantienen alrededor del $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en concentración, mientras que el 11 se detectan valores superiores a los $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el máximo observado.

A continuación en la figura 3.5 se muestran las concentraciones medidas en la estación de Cipro, clasificada como estación de fondo urbano:

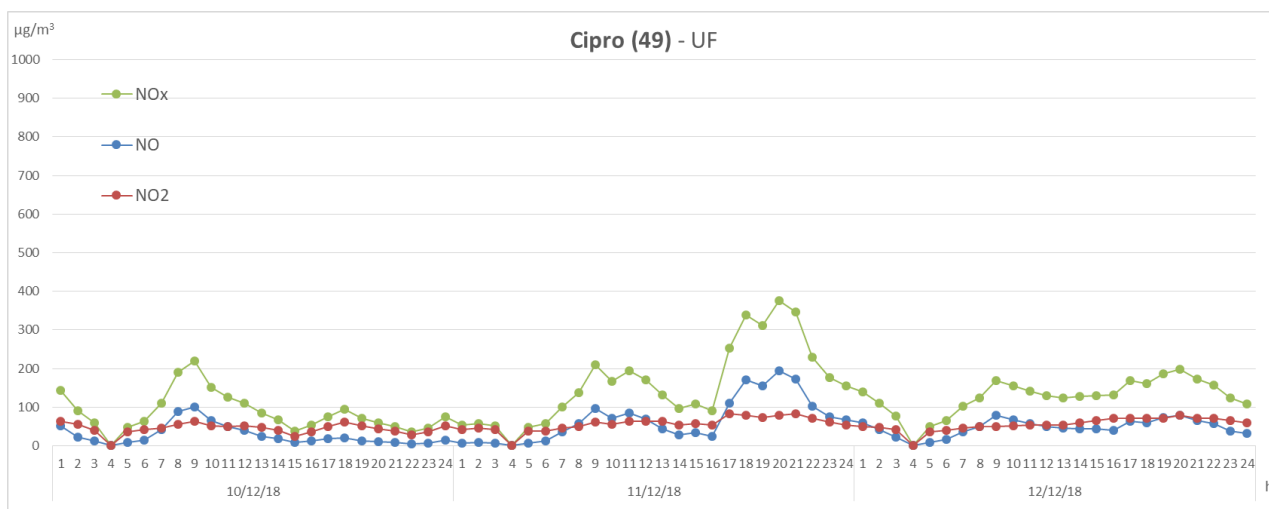


Fig. 3.5 - Patrón de las concentraciones en la estación de Cipro - 10-11-12/12/18

En Cipro se encuentra el único caso en el que la concentración de los NO_x observada durante el día 10 es superior (pico en $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$) con respecto a la del 12 (pico en $198 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A pesar de esta excepción, las concentraciones medidas durante día del incendio siguen presentándose elevadas: máximo por la mañana de $209 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y por la noche de $375 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Finalmente la estación de Tiburtina, urbana de tráfico, presenta el siguiente patrón (figura 3.6):

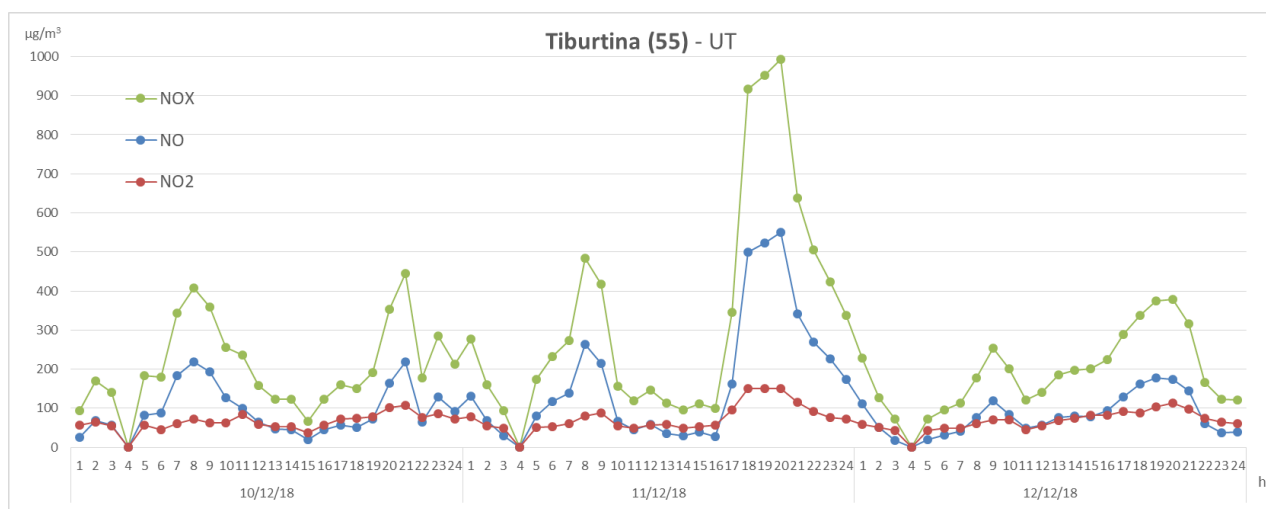


Fig. 3.6 - Patrón de las concentraciones en la estación de Tiburtina - 10-11-12/12/18

Dicha estación muestra valores de concentración particularmente significativos para los óxidos de nitrógeno. Durante el 11 de diciembre a las 20:00 horas se logra un valor igual a $994 \mu\text{g}/\text{m}^3$, máximo obtenido dentro del estudio realizado. Tanto por el 10, como por el 11 los valores son más elevados con respecto a la mayoría de

las estaciones antes analizadas (Villa Ada, Bufalotta y Cipro) y permanecen dentro del mismo rango de valores con respecto a la estación de Francia, alrededor de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como valor promedio.

Por cierto, tiene que remarcarse una consideración de carácter general sobre los patrones de concentración de los contaminantes. En todas las gráficas propuestas por cada día analizado se observan distintamente dos picos: uno por la mañana entre las 08:00-09:00 horas y uno por la noche alrededor de las 20:00, en total ausencia de luz solar. El patrón, marcado por los dos máximos, en circunstancias normales se debe a las condiciones de tráfico, que diariamente se caracterizan por dos flujos de tránsito: el primero matutino y el segundo nocturno. Durante el 11 de diciembre en las estaciones tomadas en consideración, cabe destacar que la intensidad del segundo pico (el nocturno) tiende a ser mayor con respecto al primero y esta situación, aunque con intensidades diferentes, se presenta en todas las estaciones del caso.

3.3 Análisis comparativa de los contaminantes

En el siguiente apartado se analizan las concentraciones medidas en las estaciones distinguidas por contaminantes. El análisis intenta relacionar la concentración observada durante el día del incendio con las medidas en el curso de los días 10 y 12, para verificar la existencia de una diferencia efectiva entre los datos registrados. Se comparan a tal respecto los patrones de las concentraciones durante las mismas horas del día durante los tres periodos que se están analizando. La comparación se lleva a cabo estudiando los siguientes contaminantes: monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO_2).

Para los siguientes casos, se muestra el patrón del día 11 en color rojo, el del día anterior (10/12/18) en verde y finalmente el relativo al día siguiente (12/12/18) en azul. Con respecto al CO, cuya concentración sólo se mide en la estación de Villa Ada, la comparación se muestra a continuación (figura 3.7):

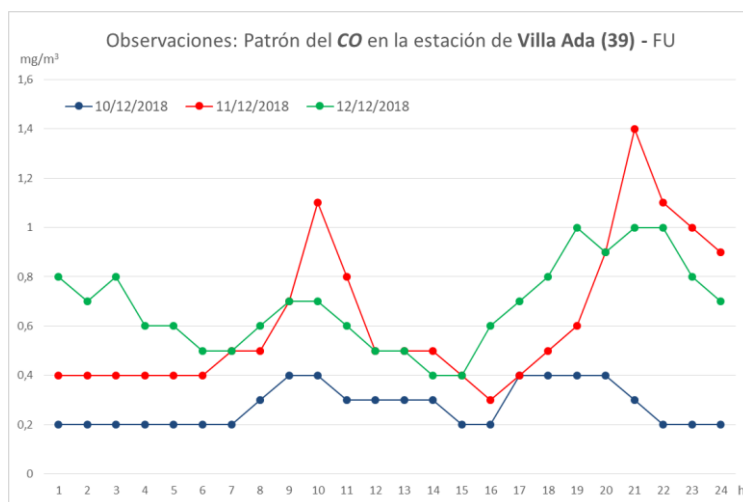


Fig. 3.7 - Comparación de la concentración de CO en Villa Ada

Es evidente que el 10 de diciembre observa concentraciones inferiores con respecto al 11, mientras que más parecido se presenta en comparación con el patrón del día 12. Este es el único caso de los que se presentarán a continuación en el que, en promedio, la concentración registrada por el 12 de diciembre supera, en sus valores promedios, la medida durante el día 11.

La diferencia cuantitativa de las observaciones se realiza mediante el empleo de los siguientes estadísticos: el *error cuadrático medio normalizado* (ECMN o NMSE por su sigla en inglés), la *raíz del error cuadrático medio* (RECM, conocido como RMSE en inglés) y el coeficiente de correlación (Poli et al., 1993). En la tabla 3.3 se muestran los valores resultantes:

Tabla 3.3 - Errores entre las observaciones del CO en Villa Ada

CO Villa Ada - 39 FU		
Tipo de error	11 - 10	11 - 12
ECMN	1,17	0,14
RECM	1,08	0,37
COEF CORREL	0,24	0,58

Los valores de los errores (ECMN y RECM) en el caso de comparar las concentraciones por el 10 y 11, son mayores de la comparación efectuada por el 11 y 12. Esto significa que el patrón promedio en el primer caso se desvía más del valor medido durante el 11, mientras que las concentraciones del 12 tienen diferencias más reducidas. El valor razonablemente pequeño del coeficiente de correlación confirma esta poca afinidad entre las series de los días 10 y 11.

En cuanto al NO_x, sigla que engloba los contaminantes NO y NO₂, que se mide de forma regular en todas las estaciones tomadas en consideración, se obtiene por Francia lo siguiente (figura 3.8):

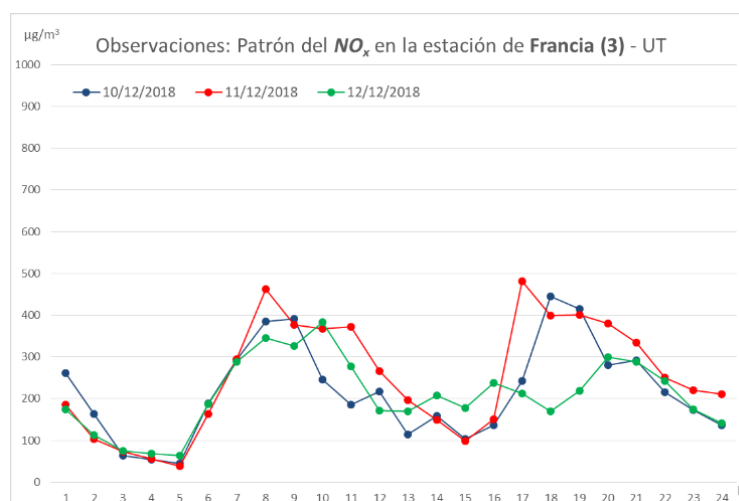


Fig. 3.8 - Comparación de la concentración de los NO_x en Francia

La estación de Francia, como detectado en los casos anteriores, no se ve tan afectada por la presencia de la contaminación del incendio. Las variaciones son poco marcadas, presentando con respecto al día 10 una diferencia relativa promedio igual a 0,08%, mientras que por el 12 igual a 0,03%.

En la tabla 3.4 se indican los valores de los errores calculados:

Tabla 3.4 - Errores entre las observaciones del NO_x en Francia

NO_x Francia - 3 UT		
Tipo de error	11 - 10	11 - 12
ECMN	0,12	0,18
RECM	0,34	0,43
COEF CORREL	0,85	0,75

La similitud de las series se confirma con la determinación de los errores. Se puede apreciar que todos los valores de errores son limitados, con un máximo de RECM igual a 0,43, lo que comporta una gran analogía entre las series de datos. Esta afinidad se observa también en los resultados de los coeficientes de correlación que presenta valores cercanos al 1.

A continuación las estaciones de Villa Ada y Cipro se analizan juntas en la figura 3.9, puesto que los picos de NO_x observados por el 11 son parecidos y las series no presentan diferencias evidentes.

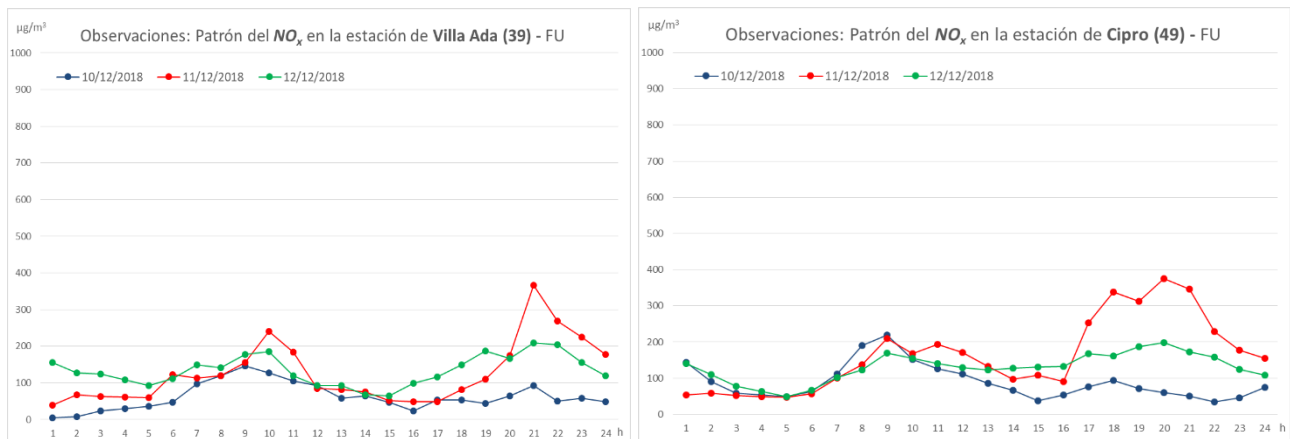


Fig. 3.9 - Comparación de la concentración de los NO_x en Villa Ada (izquierda) y Cipro (derecha)

Las dos muestran un aumento de la concentración de contaminantes alrededor de las 21:00 del 11, que casi dobla los valores del 12 y triplica los del 10. En ambas las estaciones durante las restantes horas del día, los patrones no ofrecen cambios significativos.

Relativamente a las estaciones comentadas se muestran en la tabla 3.5 los errores determinados:

Tabla 3.5 - Errores entre las observaciones del NO_x en Villa Ada (izq.) y Cipro (der.)

NO _x Villa Ada - 39 FU			NO _x Cipro - 49 FU		
Tipo de error	11 - 10	11 - 12	Tipo de error	11 - 10	11 - 12
ECMN	1,17	0,22	ECMN	1,24	0,29
RECM	1,08	0,47	RECM	1,11	0,54
COEF CORREL	0,49	0,71	COEF CORREL	0,05	0,88

Los ECMN y RECM en ambos casos están alrededor de los 1,20 con respecto al día 10, mientras que aparecen más limitados durante el 12, que presenta por lo tanto patrones de las concentraciones similares a los del día del incendio. Los coeficientes de correlación convalidan este resultado, presentando valores elevados (0,71 y 0,88) en relación a las series de 11 - 12 y valores inferiores por la comparación con el 10.

Completando las informaciones sobre los óxidos de nitrógeno, se muestran en las figuras 3.10 las últimas estaciones del caso: Bufalotta y Tiburtina.

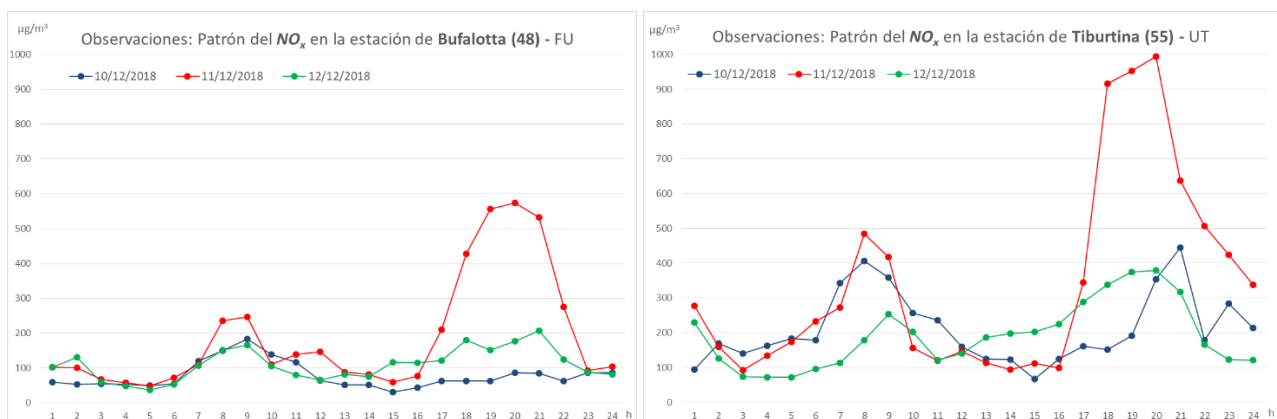


Fig. 3.10 - Comparación de la concentración de los NO_x en Bufalotta (izquierda) y Tiburtina (derecha)

Las estaciones se han acomunado debido a los fuertes picos que se observan al día del incendio a partir de las 17:00 horas. Las variaciones, sustanciales y bien visibles, en dicho intervalo de tiempo medianamente son superiores al 50% por Bufalotta y al 60% por Tiburtina.

En la tabla 3.6 se muestran a nivel cuantitativos dichas variaciones de las concentraciones con la aplicación de los errores estadísticos:

Tabla 3.6 - Errores entre las observaciones del NO_x en Bufalotta (izq.) y Tiburtina (der.)

NO_x Bufalotta - 48 FU			NO_x Tiburtina - 55 UT		
Tipo de error	11 - 10	11 - 12	Tipo de error	11 - 10	11 - 12
ECMN	2,61	1,11	ECMN	1,07	1,04
RECM	1,61	1,06	RECM	1,04	1,02
COEF CORREL	0,17	0,81	COEF CORREL	0,44	0,76

El error cuadrático medio resultante de la comparación entre la serie del 10 con la del 11, en la estación de Bufalotta, presenta el valor máximo de error encontrado en el presente análisis, igual a 2,61. En general, incluso el RECM ofrece resultados más elevados en comparación a los anteriormente presentados. De toda forma, entre las series puede encontrarse más afinidades con el día siguiente (12 de diciembre), como muestran los valores de los coeficientes de correlación (0,81 y 0,76 de la comparación del 12 vs. 0,17 y 0,44 del 10).

Por último, se estudia en la figura 3.11 el patrón observado por el SO_2 , compuesto que se muestra en relación a las solas dos estaciones de medición, Villa Ada y Bufalotta.

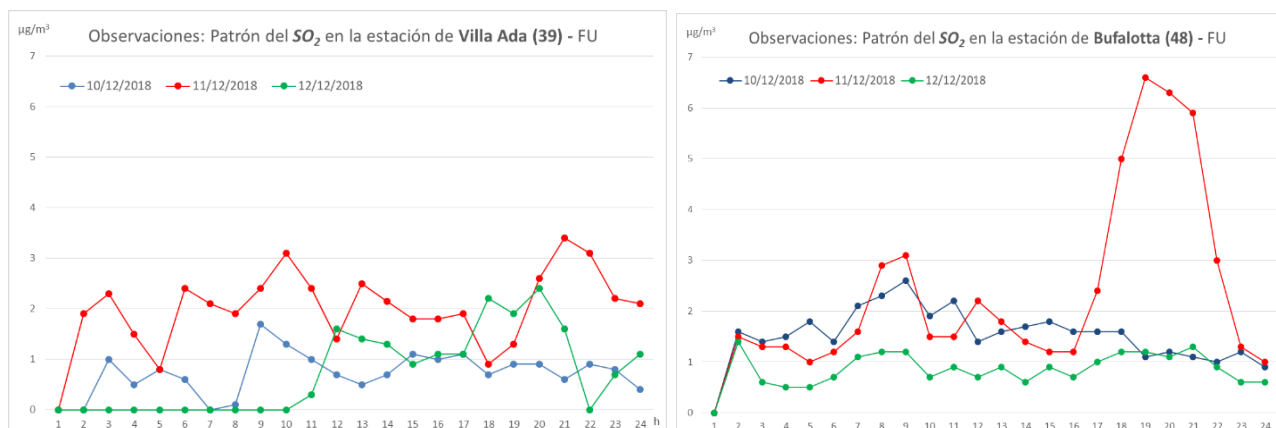


Fig. 3.11 - Comparación de la concentración del SO_2 en Villa Ada (izquierda) y Bufalotta (derecha)

En Villa Ada el SO_2 no presenta similitudes en la evolución temporal de la concentración del contaminante, siendo esta muy variada y no reconducible a los dos máximos detectados por el resto de las sustancias. De toda forma en promedio, por la concentración medida durante el 11 se encuentran valores superiores a los observados en el 10 y 12.

Incluso en la estación de Bufalotta mediante los valores del 11 sobrepasan los relativos a los otros días y se nota una tendencia al reducirse de la concentración con respecto al día 12. En este caso puede apreciarse con más claridad el pico nocturno, ya encontrado en otras estaciones y por otros contaminantes.

Los valores de los errores se detallan en la siguiente tabla (3.7):

Tabla 3.7 - Errores entre las observaciones del SO_2 en Villa Ada (izq.) y Bufalotta (der.)

SO_2 Villa Ada - 39 FU			SO_2 Bufalotta - 48 FU		
Tipo de error	11 - 10	11 - 12	Tipo de error	11 - 10	11 - 12
ECMN	1,50	1,92	ECMN	1,16	2,34
RECM	1,22	1,39	RECM	1,08	1,53
COEF CORREL	0,33	-0,02	COEF CORREL	-0,04	0,67

Las diferencias detectadas gráficamente pueden apreciarse incluso a nivel numérico, puesto que el error cuadrático medio normalizado y su raíz presentan disparidades, tanto en comparación con el 10 (1,50 y 1,16 por el ECMN) como por el 12 (1,92 y 2,34 de ECMN). En el caso de las comparaciones de Villa Ada por el día 12 y Bufalotta por el 10, los coeficientes de correlación observan incluso valores negativos, lo que implica una relación inversa entre las series de datos analizadas.

3.4 Análisis del material particulado (PM₁₀)

Finalmente se analiza la variación de las concentraciones observadas por el PM₁₀. Como previamente mencionado, la medición de dicha sustancia sólo procede valores promedios diarios de forma que, por cada día en análisis, se obtiene un solo valor por estación. A continuación (figura 3.12) se reúnen las informaciones en relación a los días 10, 11 y 12 de diciembre de 2018:

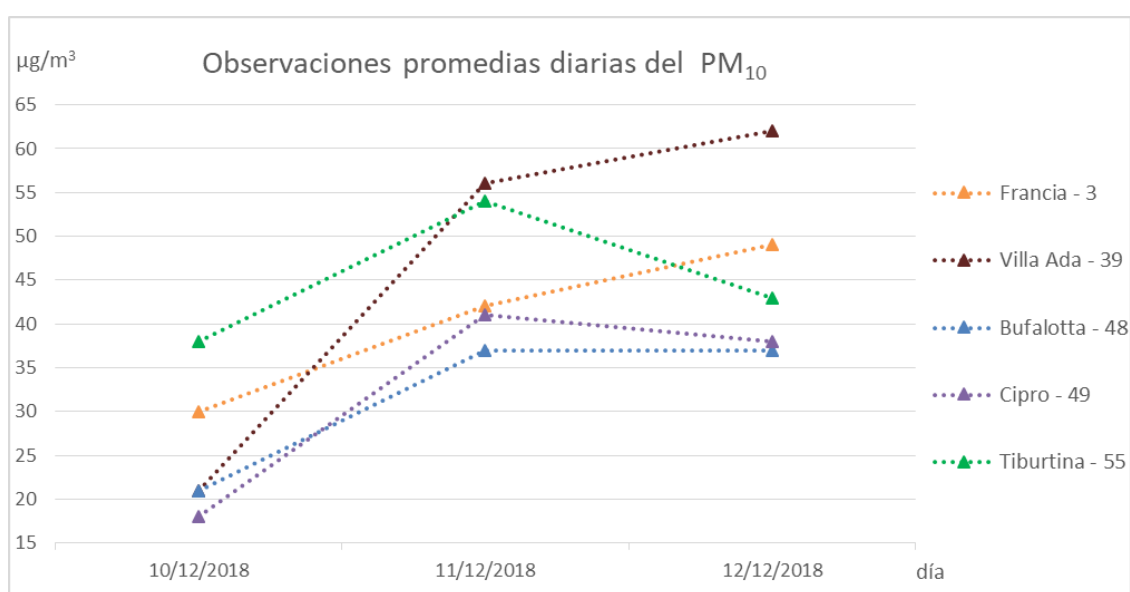


Fig. 3.12 - Valores de concentración diaria del PM₁₀ en las estaciones - 10-11-12/12/18

Por lo general, puede constatar que en cada estación los valores antecedentes al día del incendio (10/12/18) son inferiores, presentado aumentos significativos durante los siguientes muestreos. Sin embargo, no puede decirse lo mismo por el día siguiente (12 de diciembre), donde la concentración sigue aumentando en las estaciones de Villa Ada y Francia, mientras observa una disminución en el caso de Tiburtina y Cipro (en la primera disminuye de forma más marcada que en la segunda). En cuanto a Bufalotta, la concentración se queda constante al mismo valor registrado por el 11 de diciembre.

La estación que observa los cambios más sustanciales es la de Villa Ada, que con respecto al 10 casi triplica su valor durante el 12, pasando de 21 a 63 µg/m³. Por otra parte, Bufalotta figura la estación menos afectada por la dispersión del PM₁₀, sin sobrepasar en ninguno de los 3 días el valor de 37 µg/m³.

3.5 Comparación con normativa vigente

Se comentan a continuación los valores observados durante el 10, 11 y 12 de diciembre de 2018 con respecto a los umbrales impuestos por el *Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155*, normativa italiana inherente al tema de la calidad del aire. El enfoque se centra en los valores límites aplicados al caso de observaciones

horarias y diarias, puesto que no se dispone de un rango temporal suficiente para consideraciones sobre los límites mediados con periodos de tiempo mayores (por ejemplo el caso de los umbrales anuales).

En relación a la legislación vigente es importante remarcar que las concentraciones registradas por el monóxido de carbono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre durante los 3 días en examen no sobrepasan los límites impuestos por la ley en los periodos de mediación diarios (caso del SO₂), horarios (caso del SO₂ y el NO₂) y en 8 horas (caso del CO). De toda forma, tiene que considerarse el fuerte incremento en los valores de concentración con respecto a los medidos durante los otros días en las estaciones presentadas. La presencia de compuestos contaminantes por debajo de los límites asignados por las normativas, no significa que la contaminación no represente un riesgo ambiental alto.

Dentro del análisis de las concentraciones de los contaminantes realizada, representa una excepción el material particulado (PM₁₀) que en distintas estaciones observa valores que no se encuentran dentro de los límites permitidos por la legislación. A continuación se compara el límite diario, establecido por un valor igual a 50 µg/m³, con las observaciones de los días 10, 11 y 12 presentada anteriormente (tabla 3.8).

Tabla 3.8 - Comparación del PM₁₀ con la legislación vigente en Italia

Límite D.Lgs. 13/08/2010 - PM ₁₀ = 50 µg/m ³						
Estaciones	10/12/2018		11/12/2018		12/12/2018	
Francia	30	✓	42	✓	49	✓
Villa Ada	21	✓	56	✗	62	✗
Bufalotta	21	✓	37	✓	37	✓
Cipro	18	✓	41	✓	38	✓
Tiburtina	38	✓	54	✗	43	✓

La concentración del PM₁₀ supera el límite máximo admisible en 3 ocasiones en total: durante el 11 de diciembre en Villa Ada y Tiburtina y en la misma estación de Villa Ada durante el día 12 marca un tercer pico, muy por encima de los 50 µg/m³, registrado a los 62 µg/m³. Asimismo cabe señalar la proximidad al umbral detectado en Francia el 12 de diciembre: concentración de PM₁₀ de 49 µg/m³. La diferencia con las concentraciones medidas al día 10 es perceptible en todas las estaciones, siendo estos valores muy por debajo del límite impuesto. Por último, es importante señalar que según cuanto establecido por el decreto legislativo italiano, se permite sobrepasar el valor límite de concentración del material particulado en 35 ocasiones por año civil.

4. Estimación de la contaminación mediante modelización

La estimación de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos es importante bajo una perspectiva de investigación de incidentes y planificación de la respuesta a emergencias. El gran interés en contaminación atmosférica se debe a la posibilidad de predecir los posibles efectos adversos de la presencia de sustancias contaminantes. En primera instancia, la capacidad de calcular previamente la concentración de la emisión al aire permite determinar el grado de alteración de las condiciones del medio natural y asimismo, se utiliza para asegurar un correcto seguimiento y control del estado de contaminación de la atmósfera. Finalmente, con el soporte de la estimación de la contaminación se ofrece la posibilidad de plantear y determinar la aplicabilidad de las estrategias de mitigación y control (Carpenter et al., 1971).

Mediante una estimación de la contaminación atmosférica se obtienen valores que sucesivamente deben validarse con los resultados de las mediciones experimentales para comprobar que se encuentren dentro del mismo rango de valores. La exactitud de la estimación puede definirse dependiendo de cuánto los valores calculados se acercan a los obtenidos durante las mediciones empíricas, como es el caso de las campañas de muestreo. El resultado aumenta su grado de validación cuanto más específicas son las informaciones relativas al evento/causa de la emisión, en términos tanto de caracterización del proceso de emisión, como de condiciones del entorno en el que tiene lugar la dispersión de contaminantes. Este nivel de detalle es difícil de encontrar en la bibliografía y frecuentemente se recurre a la elaboración de hipótesis para describir las condiciones en que las emisiones ocurren. A pesar de disponer de recursos insuficientes para su delineación, la aplicabilidad de una estimación debe permitir adaptarse a una gran variedad de circunstancias y es necesario que la metodología siga demostrándose fiable y coherente¹¹.

En el caso de la quema no controlada de residuos urbanos, el nivel de exactitud con el cual se determinan las concentraciones de los contaminantes emitidos depende de las condiciones en las que se realiza el mismo proceso de combustión. Las variables que se han de tener en cuenta son múltiples, entre otras: la temperatura, la repartición y el contenido de agua de los residuos, la concentración de reactivos, las condiciones atmosféricas y la cantidad de oxígeno presente durante la combustión. Durante los eventos de combustión accidental o incontrolada, la mayoría de las variables antes mencionadas se desconoce, de tal forma que, para facilitar la aplicación de los modelos de estimación, es inevitable suponer a priori algunas de las condiciones de proceso, que definen la dinámica de la emisión que se ha producido (Stefanov et al., 2013).

La elección del sistema de modelización adecuado parte de la experiencia anterior y la posibilidad de aplicación al caso de estudio. A tal respecto, se escoge el *Modelo de Dispersión de penacho Gaussiano (Pasquill-Gifford)* para la estimación de las concentraciones ambientales de contaminantes producidas desde una fuente puntual con una emisión continua. Es un modelo sencillo utilizado para describir la dispersión de los contaminantes en atmósfera en los casos adonde el foco de contaminación es puntual y las informaciones a disposición sobre la dispersión de las sustancias son poco abundantes y refinadas. Uno de los criterios de valoración considerados en el proceso de selección del sistema de modelización se encuentra en la forma del penacho de contaminación, observable en las fotos tomadas durante el día del incendio. La nube de contaminación parece reflejar perfectamente el diseño del penacho gaussiano ideal, caracterizado por una forma estirada y una dispersión de sustancias mayoritariamente unidireccional (Lott, 1984). Además se justifica la elección demostrando, mediante los resultados obtenidos, la adecuación del modelo a describir de forma suficientemente atendible las distribuciones espacio-temporales de las concentraciones de los contaminantes en aire. Durante los años el modelo de dispersión gaussiano ha sido sometido a protocolos de verificación, validación y evaluación científica que establecieron su adecuación en el caso de condiciones

¹¹ Según las indicaciones contenidas en la “Guía de Buenas Prácticas para la elaboración de modelos de dispersión” del Gobierno Vasco (2012)

parecidas a las comentadas anteriormente (situación meteorológica muy estable y localización en terreno plano).

Se detallan a continuación los elementos y características principales del modelo gaussiano y sucesivamente se proponen, justificándolas, las etapas fundamentales necesarias a la selección de los datos de entrada. Finalmente, mediante aplicaciones del modelo matemático en cuestión (*simulaciones*) será posible estudiar el comportamiento del sistema propuesto y conocer la evolución del mismo en el tiempo.

4.1 Descripción del modelo de dispersión gaussiana

El modelo analítico gaussiano es capaz de describir el patrón espacial de la concentración a sotavento, suponiendo una dispersión de las sustancias de tipo gaussiana. La fuente emisora se considera puntual y la emisión del contaminante es estacionaria con el mismo caudal másico de emisión a lo largo de todo el periodo de la emisión. Es un modelo de fácil utilización puesto que presenta la ventaja de basarse en conceptos sencillos de fluidodinámica y a tal razón se emplea principalmente para describir la dispersión de sustancia que se arrastran en la atmósfera con la misma velocidad del aire, es decir que presenten igual densidad a la del aire. El patrón descrito por el presente modelo puede satisfacer incluso la evolución temporal de la dispersión de los contaminantes. A tal respecto, la aproximación de un proceso evolutivo en el tiempo adviene aplicando el modelo gaussiano a una sucesión de varios estados estacionarios consecutivos.

Dentro del estudio de la dispersión, el modelo de dispersión gaussiana se plantea adoptando una serie de simplificaciones restrictivas que se listan a continuación (Baldasano, 2012):

- homogeneidad de las condiciones meteorológicas a lo largo de la distancia entera cubierta por el penacho de contaminación
- velocidad horizontal del viento no nula y mediamente nula en el plan ortogonal a la dirección predominante (*campo de vientos unidimensional*)
- presencia de viento con una velocidad promedio mínima de 1 m/s en la dirección predominante
- aplicabilidad en terrenos que no presentan orografía significativa - fundamentalmente planos y abiertos
- presencia de contaminantes poco reactivos para evitar transformaciones químicas
- rango espacial de aplicación entre 100 m y 10 km de distancia de la fuente de contaminación (*escala local*)

A efecto de las asunciones listadas, el modelo se adapta mejor a un sitio plano y por emisiones puntuales, todavía puede aplicarse con las oportunas modificaciones, a una orografía más compleja y por emisiones continuas en el tiempo, teniendo en cuenta que cualquiera aproximación determina un menor grado de exactitud de los resultados. Ocurre evidenciar que la realización del siguiente modelo de dispersión en atmósfera asume significatividad y utilidad en los casos en que la emisión interese una significativa cantidad de sustancias y que dichas emisiones tengan una duración prolongada en el tiempo.

Este tipo de modelo sigue un enfoque *lagrangiano*, cuya principal característica es la descripción de los movimientos de una sustancia con respecto a la evolución del volumen de control en su desplazamiento a lo largo del eje longitudinal. El origen de los ejes de dicho sistema de coordenadas se sitúa a la base de la fuente de emisión de los contaminantes (puesta a una cierta altura h) y el eje x se orienta en la dirección predominante del viento, dirección por la cual se realizan los principales procesos de transporte. Se muestra en la figura 4.1 a continuación un esquema del sistema de coordenadas (Turmo et al., 1993):

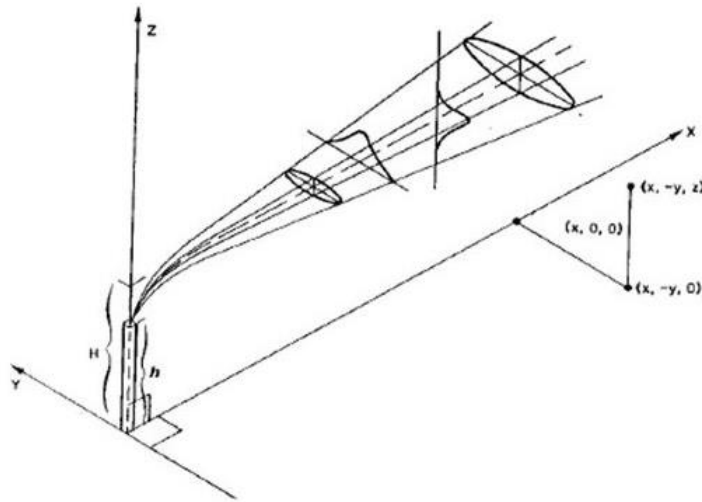


Fig. 4.1 - Sistema de coordenadas cartesianas para el modelo de dispersión gaussiano de penacho

Resumiendo cuanto presentado en la gráfica: el eje x se dirige hacia la dirección de la fuente a sotavento, el eje y mide la distancia horizontal entre la fuente y la línea central del penacho, y finalmente el z la distancia vertical de esta misma línea central. El modelo en cuestión presupone por lo tanto que en cada sección perpendicular al eje del penacho las concentraciones del contaminante tengan un patrón representado por las curvas a campana de Gauss, tanto paralelamente al eje y que al z (y = horizontal, z = vertical).

En este sentido, el objetivo principal del modelo gaussiano es evaluar y definir la concentración de una sustancia emitida en un punto determinado del plano $C(x, y, z)$. Esta concentración depende de la dispersión atmosférica, actividad con elevada complejidad y que necesita de una relevante y detallada cantidad de informaciones inherentes al evento para su delineación. Puede definirse como la acción resultante del transporte por *advección*, movimiento del efluente traslado por el viento, y de la *difusión*, que consiste en la propagación en el aire debido a los movimientos turbulentos de la atmosfera. Teniendo en cuenta las componentes mencionadas, la ecuación general del modelo de penacho de Gauss se presenta de la siguiente forma:

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_z\sigma_y} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\}$$

Dónde: C = concentración en el punto x, y, z (mg/m^3)

Q = carga másica de la emisión (mg/s)

H = altura de la fuente emisora sobre el nivel del suelo más la sobrelevación del penacho (m)

σ_y, σ_z = coeficientes de dispersión en dirección del eje y y del eje z (m)

u = velocidad del viento (m/s)

En un genérico punto, la concentración de un contaminante resulta por lo tanto del conjunto de dos términos principales: un primer término dependiente de la fuente emisora y un segundo debido a la reflexión del terreno que puede imaginarse procedente de una fuente virtual puesta en el punto $(0, 0, -z)$.

La ecuación permite entender que la ampliación del penacho de contaminación es una función de las condiciones de dispersión a lo largo de los ejes y y z , que por su parte dependen de la distancia a sotavento y la estabilidad atmosférica. La estabilidad atmosférica es una variable meteorológica que indica el grado de turbulencia de las masas de aire. Algunas de las situaciones que pueden representar las condiciones atmosféricas más comunes se han agrupado por Pasquill y Gifford en seis clases. Convencionalmente, las

clases se indican mediante las primeras seis letras del alfabeto, con el siguiente significado: A, B inestable; C, D neutra; E, F estable. Con inestable se entiende una situación meteorológica caracterizada por turbulencia desarrollada y, como resultado, una atmosfera bien mezclada. Por lo contrario, con la clase estable se entiende la condición en la que las masas de aire están bien estratificadas tanto que limitan los movimientos verticales de las partículas. Cada una de las condiciones se caracteriza por un cierto rango de velocidad del viento (medida a 10 metros del suelo) y se relaciona a un determinado estado de cobertura del cielo¹². Se indican en la siguiente tabla (4.1) las clases de Pasquill-Gifford remarcando el correspondiente valor de la intensidad del viento:

Tabla 4.1 - Condiciones de estabilidad meteorológica de Pasquill-Gifford

Velocidad del viento a 10 m (m/s)	DÍA			NOCHE	
	Grado de insolación			Cantidad de nubes	
	Alta	Moderada	Ligera	$\geq 4/8$	$\leq 3/8$
<2	A	A-B	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Otro de los parámetros de entrada clave para el modelo gaussiano está representado por la altura a la cual se realiza el proceso de dispersión, puesto que los efluentes gaseosos antes de plegarse y asumir la forma característica del penacho, generalmente se alcanzan hasta una cierta altura de las fuentes. Este fenómeno se verifica cuando la velocidad de salida del efluente sobrepasa el valor crítico del viento y cuando la temperatura del efluente es superior a la del aire. La sobrelevación del penacho (Δh) causa el desplazamiento del inicio del proceso de dispersión atmosférica hasta un punto en el espacio de altura mayor respecto al punto efectivo donde se emiten los contaminantes. Dicha altura varía en función de los parámetros de ejercicio y las variables meteorológicas en marcha al momento de la emisión. La concentración de la emisión resulta particularmente sensible a esta variable, tanto que en algunas investigaciones efectuadas por la *Tennessee Valley Authority* sobre la elevación de los penachos de las propias centrales termoeléctricas se han observados valores de Δh variables entre 460 y 1220 metros por arriba de las fuentes.

Con respecto a la intensidad del viento ocurre remarcar que esta variable sólo actúa a lo largo del eje x , de toda forma su valor no permanece constante a medida que se va acercándose al suelo. Según la rugosidad de las superficies que encuentra en su recorrido (*orografía del terreno*), el viento puede cambiar en función del tipo de suelo. Se propone a continuación una imagen, figura 4.2, que muestra los patrones de la velocidad viento en relación a la altura en diferentes radios de acción (núcleo urbano, periferia y área de campo).

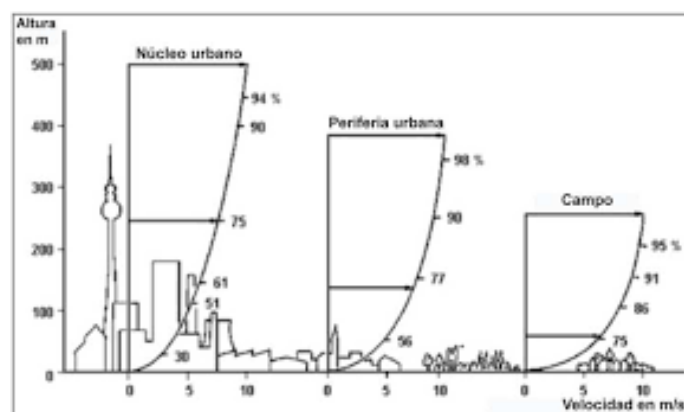


Fig. 4.2 - Patrones verticales del viento según la orografía

¹² La forma con la que se indica la gradación de cielo cubierto se mide en octavos de cielo que está cubierto por las nubes: $\geq 4/8$ en su mayoría nublado, $\leq 3/8$ en su mayoría despejado.

En la imagen puede apreciarse la influencia de la presencia de estructuras y edificios puestos a diferentes alturas. A esto se debe que el máximo de intensidad de viento en los entornos urbanos se alcanza en correspondencia de cotas más elevadas y por lo contrario, en una situación sin obstáculos, el viento sopla libre llegando a su valor máximo por alturas inferiores.

En relación a lo explicado, es necesario disponer de una metodología fiable para calcular el valor de la velocidad del viento a una cota diferente de la definida a 10 metros por el estándar internacional de la *Organización Meteorológica Mundial*, OMM o WMO por su sigla en inglés. Dentro de los estudios de análisis meteorológicos, existe una relación capaz de estimar la velocidad del viento a una genérica altura z . La aplicación de dicha ecuación puede adaptarse a una gran variedad de situaciones, aunque en este caso se limita al estudio de las emisiones de contaminantes, indicando con z la altura de la fuente de contaminación. La ecuación utilizada para el cálculo de la velocidad del viento a una altura z es la siguiente:

$$u_z = u_{10} \left(\frac{z}{10} \right)^p$$

Donde: u_z = velocidad del viento a la altura de la fuente emisora (m/s)

u_{10} = velocidad del viento a la altura de 10 m (m/s)

z = altura de la fuente emisora (m)

p = coeficiente exponencial

Normalmente el resultado de la relación se considera invariable a lo largo del eje x , suponiendo que la intensidad del viento se mantenga fija por una determinada altura, como indicado en la figura anterior. Los coeficientes exponenciales de corrección que modifican el valor de la velocidad del viento, varían dependiendo de la clase de estabilidad atmosférica y presentan valores distintos según la orografía del área que recorren. Se distinguen a tal respecto dos situaciones principales, caso de zona urbana o zona rural, que se detallan en la tabla a continuación (4.2):

Tabla 4.2 - Coeficientes de corrección de la velocidad del viento

Clase de Estabilidad Atmosférica	Coeficiente exponencial atmosférico	
	Urbano	Rural
A	0.15	0.07
B	0.15	0.07
C	0.2	0.1
D	0.25	0.15
E	0.3	0.35
F	0.3	0.35

Basándose en todo lo explicado, puede destacarse que los coeficientes p presentan en promedio valores de intensidad menores en el caso de áreas rurales, hecho que justifica un patrón de intensidad del viento menos influenciado por la rugosidad superficial del terreno.

Finalmente la *desviación estándar de la distribución*, indicada con la letra griega σ , describe la longitud de la distribución y representa el factor de normalización. La dispersión gaussiana se aplica a las dos direcciones, tanto por el eje y que por el z , y se puede representar de la siguiente forma (figura 4.3):

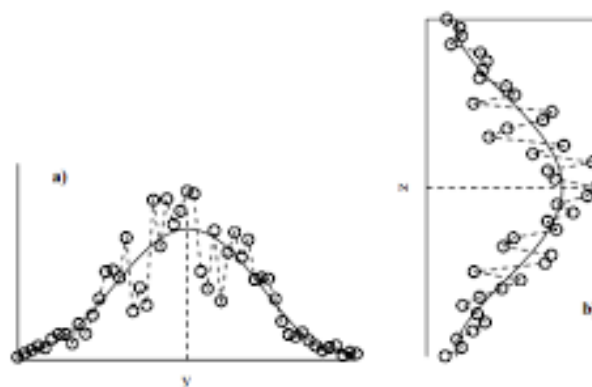


Fig. 4.3 - Patrón horizontal (a) y vertical (b) de la concentración normalizada

Los dos patrones pueden representarse por funciones matemáticas que presentan un máximo en correspondencia del centro de penacho, disminuyendo rápidamente y simétricamente a medida que se va alejándose del centro, sin llegar a anularse por completo. Los coeficientes σ_y y σ_z se calculan a partir de fórmulas empíricas que tienen una fuerte dependencia con la distancia a sotavento (x) y se clasifican dependiendo de la clase de estabilidad y el tipo de orografía del caso. Se muestran a continuación las ecuaciones necesarias al cálculo de los coeficientes σ (tabla 4.3):

Tabla 4.3 - Ecuaciones de los coeficientes de dispersión σ_y y σ_z

Clase de estabilidad atmosférica	σ_y (m)	σ_z (m)
Condiciones rurales		
A	$0.22 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.20 x$
B	$0.16 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.12 x$
C	$0.11 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.08 x (1+0.0002 x)^{-0.5}$
D	$0.08 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.06 x (1+0.0015 x)^{-0.5}$
E	$0.06 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.03 x (1+0.0003 x)^{-1.0}$
F	$0.04 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$	$0.016 x (1+0.0003 x)^{-1.0}$
Condiciones urbanas		
A-B	$0.32 x (1+0.0004 x)^{-0.5}$	$0.24 x (1+0.0001 x)^{-0.5}$
C	$0.22 x (1+0.0004 x)^{-0.5}$	$0.20 x$
D	$0.16 x (1+0.0004 x)^{-0.5}$	$0.14 x (1+0.0003 x)^{-0.5}$
E-F	$0.11 x (1+0.0004 x)^{-0.5}$	$0.08 x (1+0.0015 x)^{-0.5}$

A tal respecto se intuye la complejidad de la aplicación del modelo de dispersión gaussiano, debido a la gran cantidad de informaciones necesarias para su empleo. De toda forma, gracias al carácter semi-empírico del modelo, se permite compensar la falta de datos mediante los posibles ajustes realizados con las formulaciones propuestas (Baldasano, 2017).

4.2 Aplicación del modelo

El siguiente apartado describe el método y el enfoque utilizados para estimar las concentraciones de contaminantes al aire, debidos a la emisión atmosférica provocada por el incendio de residuos sólidos urbanos ocurrido dentro del TMB-Salario el 11 de diciembre de 2018. Las estimaciones se obtienen mediante la aplicación del modelo gaussiano de dispersión al caso concreto de estudio. En este sentido, se consideran las características específicas del emplazamiento a examinar y se incluyen también los criterios utilizados para despreciar o incluir mecanismos y factores que pueden determinar un cambio significativo en los resultados. Se opera por lo tanto según las condiciones oportunas y seleccionando los datos de entrada adecuados para que los resultados conseguidos sean cuanto más parecidos a los valores medidos experimentalmente.

Con el fin de obtener el seguimiento temporal de la dispersión de los contaminantes atmosféricos, es necesario realizar simulaciones de una serie de estados estacionarios seguidos, cuyos resultados pueden representar la evolución en el tiempo de la emisión. A tal efecto se realizan, por las estaciones y los contaminantes oportunamente escogidos, 21 aplicaciones horarias: a partir de las 04:00 horas de la mañana del día 11 de diciembre, cuando empezó a aparecer el fuego, hasta las 24:00 horas del mismo día. La decisión de ejecutar las simulaciones para las fases sucesivas al apagado del incendio, está motivada por la necesidad de monitorear las consecuencias provocadas por la emisión accidental de contaminantes. Además se intenta encontrar una coincidencia con los valores de pico de concentración nocturnos registrados en cada una de las estaciones de la red de monitoreo.

4.2.1 Hipótesis

A la hora de aplicar el modelo gaussiano de dispersión al caso del incendio accidental del TMB-Salario, se exige que vengan expresadas algunas de las suposiciones desarrolladas al fin de llevar a cabo las simulaciones.

En primer lugar, la principal asunción que se emplea es la de identificar el foco de contaminación con las llamas del fuego generado dentro de la estación de tratamiento de residuos. Normalmente el modelo en cuestión se destina a los casos de estudio caracterizados por fuentes de contaminación puntuales, como es el caso por ejemplo de una chimenea o un cualquier otro sistema parecido de evacuación de los gases de combustión. Debido a la similitud entre las dos fuentes de emisión (puntuales en el espacio y con emisión constante), la aproximación se adapta también al estudio de contaminación provocada por un incendio. Asimismo, las fotos que testimonian el evento accidental confirman la idoneidad del modelo, puesto que se trata de un penacho de humos con un comportamiento claramente gaussiano (forma de cónica estirada con sobrelevación de la fuente emisora).

Por otra parte, se asume que el comportamiento de dispersión no ha sido sometido a ningún tipo de reacción química y el arrastre de las sustancias se realiza básicamente de forma pasiva. Los contaminantes que se van a examinar durante las simulaciones son los compuestos de mayor interés según los informes de ARPA Lazio que se ocupó de monitorear los efectos de la contaminación causada por el incendio. Por esta razón se considera apropiado proveer a un análisis cuanto más detallado posible para cuantificar el impacto ambiental surgido por las emisiones del incendio. En este sentido se procede con la simulación del monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂), monitoreados normalmente en la red de la calidad del aire por normativa comunitaria y nacional. Durante el día mismo del evento, los compuestos aquí tratados superan en las estaciones de medición los valores registrados durante los días cercanos, sin exceder los umbrales definidos por la legislación vigente, representando no obstante un grave peligro para la población perjudicada por el accidente.

En cuanto a la situación meteorológica se considera que la condición de estabilidad atmosférica, clase de Pasquill-Gifford *F* (muy estables), se mantiene constante a lo largo de todo el rango espacial y temporal de evolución del penacho. Además, durante el día 11, domina dicha condición de estabilidad que permite emplear

el modelo sin recurrir a aproximaciones adicionales, puesto que la estabilidad atmosférica es la condición meteorológica ideal para analizar una dispersión de contaminantes de tipo gaussiano. Se intuye por lo tanto que el éxito de una simulación planteada bajo las condiciones descritas pueda proporcionar resultados fiables. Lo que marca la diferencia entre las varias simulaciones horarias es la intensidad del viento: a cada hora del día en examen corresponde un determinado valor de velocidad del viento, de tal forma que puede tenerse en cuenta la influencia de las variables meteorológicas en los fenómenos de transporte de contaminantes. Se muestra a continuación (figura 4.4) el patrón de la velocidad del viento medido a los 10 metros de altura en la estación aeroportuaria de Roma-Fiumicino, limitado al periodo de interés de las simulaciones (de 04:00 a 24:00 horas del 11 de diciembre). Asimismo se detallan en la tabla debajo los valores de la intensidad del viento, expresados en m/s.



Fig. 4.4 - Patrón de u_{10} durante el periodo de simulación (de 04:00 a 24:00 horas del 11/12/18)

Por otra parte, en el caso concreto del incendio del TMB-Salario, no se tiene en cuenta la componente relativa al eje horizontal no direccionado hacia el viento predominante (eje y). Por esta razón se calcula la concentración de los compuestos a lo largo del sólo eje x , que estuvo mayormente interesado por la dispersión del penacho de humos. La ejecución del modelo se lleva a la práctica mediante la adaptación de la ecuación de dispersión de contaminantes de Gauss en el caso de tener $y = 0$. El valor de la concentración C a una determinada cota z se expresa, cambiando la ecuación original, de la siguiente forma:

$$C(x, z, H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_z\sigma_y} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\}$$

El valor de referencia empleado para la realización de las simulaciones es $z = 2$ m. Dicha altura representa un valor ampliamente utilizado en los casos de monitoreo de la calidad del aire dentro de las ciudades, puesto que la presencia de contaminación a la cota de 2 metros puede repercutirse de forma significativa sobre las personas (altura promedio de una persona: alrededor de 1,70 m).

En relación a cuanto explicado, la aplicación del modelo de dispersión sólo se realiza por algunas de las estaciones de la red de calidad del aire anteriormente presentadas, considerándose razonable examinar las áreas mayoritariamente influenciadas por la nube de contaminación. En la individuación de la zona de aplicabilidad de las simulaciones, uno de los criterios utilizados es la disponibilidad de datos. Las mediciones experimentales, que permitirán la sucesiva validación de los resultados simulados, deben respetar criterios de admisibilidad tanto a nivel cualitativo como cuantitativo. El segundo criterio es la proximidad a la dirección seguida por el penacho de contaminación, dado que el ámbito de acción del modelo gaussiano está limitado a los 10 km de distancia del foco de contaminación.

A tal efecto, la decisión de los puntos interesados al cálculo de las estimaciones recae únicamente en 3 de las estaciones que componen la red de monitoreo de la calidad del aire de Roma. Dichas estaciones son: *Francia* (3), *Villa Ada* (39) y *Cipro* (49). Se indica en el mapa a continuación (figura 4.5) la ubicación de las estaciones, cursores azules, con respecto a la ubicación del TMB-Salario indicado en rojo.

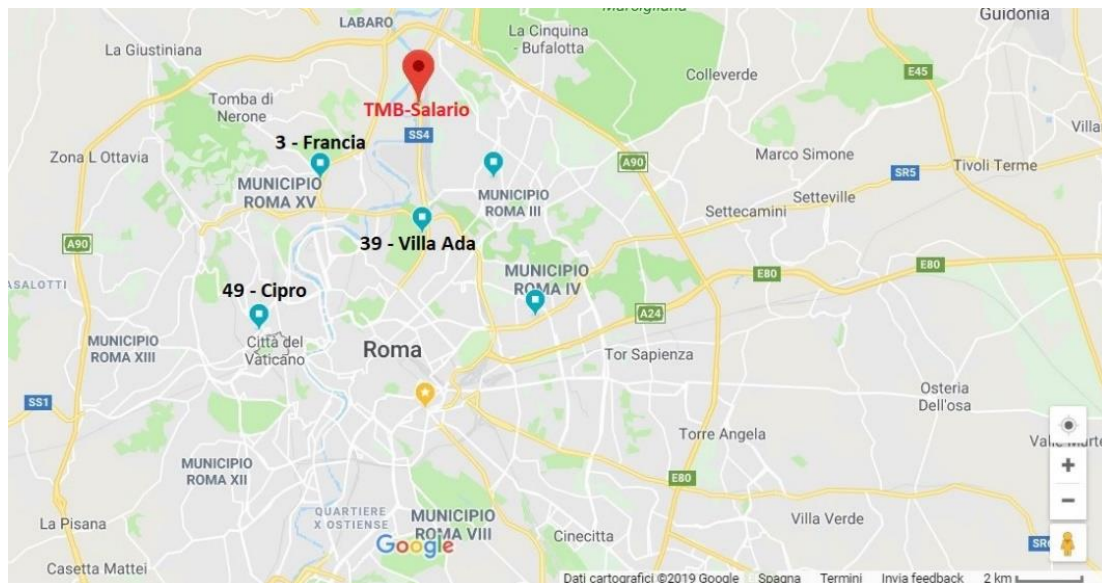


Fig. 4.5 - Ubicación de las estaciones de medición consideradas en las simulaciones del modelo gaussiano

Las estaciones seleccionadas se piensan las más adecuadas al estudio de evolución del penacho a seguir de las consideraciones realizadas en conformidad con la dirección de viento predominante durante el 11 de diciembre (Norte-Este) y las informaciones contenidas en los informes de ARPA Lazio. Durante cada simulación es oportuno adoptar un cambio del sistema cartesiano de referencia, orientando el eje x en dirección de la estación de medición del caso. Este cambio de coordenadas está permitido por el fenómeno intrínseco de la dispersión, que extiende el radio de acción a medida que va alejándose de la fuente emisora, y por los leves pero continuos cambios en la dirección predominante del viento. Las hipótesis desarrolladas sobre el impacto en las estaciones mencionadas se completan con la información proporcionada por el ARPA Lazio, que individua las áreas de potencial máxima repercusión. Se muestra en la imagen a continuación, figura 4.6, el mapa de concentración de contaminantes supuesto por la agencia regional:

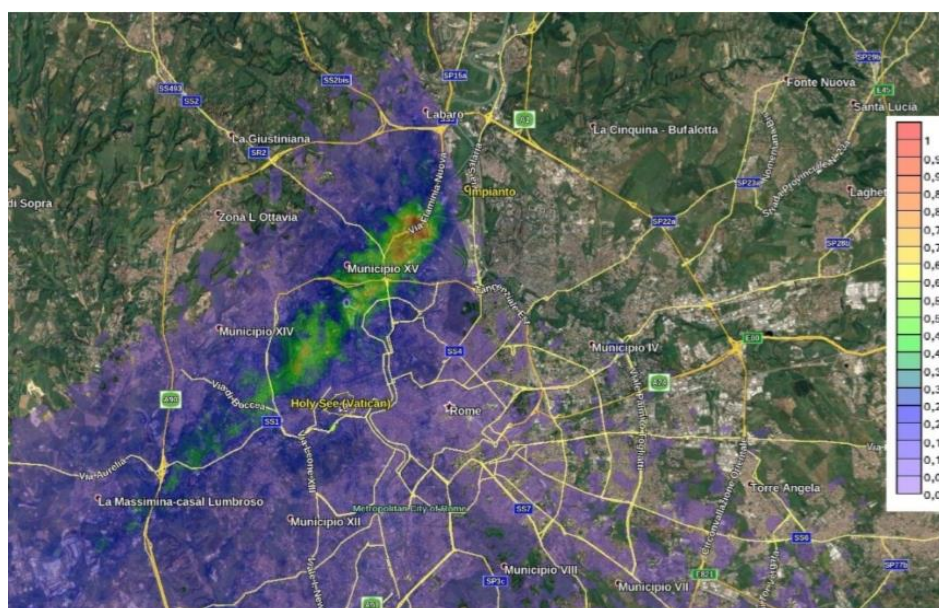


Fig. 4.6 - Simulación de la dirección de dispersión del penacho, ARPA Lazio

4.2.2 Datos de entrada

Al alcanzar el nivel necesario de informaciones inherentes al planteamiento del modelo de dispersión gaussiana, puede proseguirse con la realización del data-input del modelo.

Es esencial destacar que la recolección de algunos de los datos de entrada presenta características distintas según la ubicación de la estación de monitoreo. La variación de la distancia entre el TMB-Salario y la estación de medición, cambio en el eje x , conlleva por ejemplo a diferencias en los valores de los coeficientes de dispersión (σ) para cada una de las estaciones bajo análisis. Según cuanto referenciado en la *Tabla 4.3*, en el caso de condiciones de estabilidad atmosférica (clase E-F) y terreno caracterizado por orografía urbana, las ecuaciones empleadas para el cálculo de dichos coeficientes son las siguientes:

$$\sigma_y = 0,11 x (1 + 0,0004 x)^{-0,5}$$

$$\sigma_z = 0,08 x (1 + 0,0015 x)^{-0,5}$$

De acuerdo a cada emplazamiento escogido, los resultados numéricos de las ecuaciones se resumen en las tablas 4.4:

Tabla 4.4 - Valores de los coeficientes de dispersión σ en las estaciones de Francia, Villa Ada y Cipro

Francia (3)			Unidad de medida
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3810	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	263,80	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	117,62	m

Villa Ada (39)			Unidad de medida
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3990	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	272,40	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	120,78	m

Cipro (49)			Unidad de medida
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	8440	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	443,81	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	182,69	m

En conformidad con la fuerte dependencia de la distancia de la fuente emisora, los coeficientes de dispersión vertical y horizontal presentan valores parecidos en el caso de las estaciones de Francia y Villa Ada, debido a la pequeña diferencia entre los dos puntos (3810 m en Francia y 3990 m en Villa Ada). Diferentes es el caso de Cipro que se encuentra a los 8440 m de distancia a partir del TMB-Salario. Para esta estación los valores cambian sustancialmente al moverse de la fuente de contaminación, llegando a ascender a casi el doble en el caso de la dispersión horizontal σ_y y aumentando, aunque menos intensamente, incluso en el valor del coeficiente vertical σ_z .

En cuanto a la variable de la altura a la cual se origina en la atmosfera el fenómeno de dispersión del penacho, en el presente caso de estudio no hay razones suficientes para distinguir entre la altura de la fuente de contaminación y la sobre elevación del penacho, debido a las peculiares propiedades que caracterizan un incendio accidental. Se considera por lo tanto un único valor H , expresados en metros, que pueda representar tanto la altura física de la fuente emisora, elevación efectiva de las llamas, como la altura recorrida por el penacho de contaminantes, sobre elevación del penacho. Dicho valor, se supone de acuerdo a los análisis

desarrollados a partir de las informaciones bibliográficas y las fotos publicadas dentro de un rango que varía entre 845-1350 metros de altura sobre el nivel del suelo (Carpenter et al., 1971; Lott 1984).

De la misma forma el valor de velocidad del viento, como anteriormente explicado, depende de la altura que se toma en consideración y del coeficiente de corrección exponencial p . El valor de p relativo a la clase de estabilidad atmosférica F y las condiciones de suelo urbano, según cuanto expresado en la *Tabla 4.2*, se presenta a continuación (tabla 4.5):

Tabla 4.5 - Coeficiente de corrección de la velocidad del viento

Coeficiente exponencial p	
Clase Estabilidad	Urbano
F	0,35

A pesar de disponer de las informaciones adecuadas, el valor de u_z , velocidad del viento a la genérica cota z , observa un cambio en su valor de acuerdo a la altura que se supone para la dispersión del penacho. La aplicación de la ecuación está por lo tanto limitada por el valor establecido por la altura H . El cálculo de las velocidades del viento, dentro del rango de valores considerados por las H , presenta resultados a partir de los 4 m/s hasta llegar a 20 m/s para las alturas más elevadas.

Finalmente, para desarrollar las simulaciones del modelo se intenta definir el valor de la carga másica Q . Esta variable, expresada en unidades de mg/s, corresponde al caudal másico de compuesto emitido por la fuente de contaminación y su valor es constante en el tiempo (condiciones estacionarias). En el caso de incendios accidentales, su determinación exacta resulta laboriosa y exige conocer con detalle las condiciones de realización del fuego (temperatura, eficiencia de combustión, materiales quemados etc.). Todavía, la carga másica puede estimarse recurriendo a algunas expresiones encontradas en la bibliografía. El método más común consta en la aplicación de los *Factores de Emisión*, se detalla en los siguientes apartados el planteamiento empleado (AQMAU, 2009).

4.2.3 Método de los Factores de Emisión

Los métodos de evaluación y estimación de las emisiones que se indican en la siguiente sección son los propuestos y validados por la US-EPA¹³ en el documento “AP-42: *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*” (AP-42: Compilación de Factores de Emisión de Contaminantes del Aire). El informe consiste en la recopilación de metodologías para estimar las emisiones atmosféricas a partir de algunas adaptaciones y simplificaciones de las principales fuentes de contaminación antropogénicas. El cálculo de la tasa total de emisiones se realiza de acuerdo a la combinación de las informaciones sobre el grado de realización de una determinada actividad humana, *Activity Rate* o tasa de actividad, y unos coeficientes, conocidos como factores de emisión (*Emission Factors*), que cuantifican el grado de emisión por unidad de actividad.

Los factores de emisión (EF, por su sigla en inglés) son valores representativos que determinan la cantidad de emisiones al aire de un determinado contaminante a partir de una actividad antropogénica asociada a la dispersión de dicho compuesto. Los valores pueden referirse al promedio de todos los datos disponibles en la bibliografía o al conjunto de actividades estadísticas que se sitúan dentro de un rango de calidad aceptable. Típicamente, se expresan en unidades de peso de contaminante por una unidad de volumen, peso, distancia o duración de la actividad que emite el contaminante. Están listado por fuente de contaminación y por cada sustancia, permitiendo de esta forma comparar las emisiones a partir de distintos orígenes (AQMAU, 2009).

¹³ Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE.UU. (U.S. Environmental Protection Agency, US-EPA)

A continuación se muestra la ecuación general para la estimación de las emisiones con el método de los factores de emisión:

$$E_{pollutant} = AR \times EF_{pollutant}$$

Donde: E = *emission* - emisión

AR = *activity rate* - tasa de actividad

EF = *emission factor* - factor de emisión

La ecuación básica puede alcanzar una precisión mayor a medida que se vayan tomando en consideración otros parámetros influyentes en el proceso. El empleo del primer nivel (Tier 1) consiste básicamente en la relación lineal entre la tasa de actividad y los factores de emisiones. Los siguientes niveles intentan conseguir un resultado más apropiado al caso: en el segundo nivel (Tier 2), se aplica un EF específico basado en el desarrollo tecnológico del país implicado, mientras que en el tercer (Tier 3), se emplean complejos modelos de cálculo a partir de las informaciones sobre las condiciones de proceso (IPCC, 2006).

Aplicando la ecuación al caso de estudio y en función de la disponibilidad de datos, se escoge el Tier 1 para estimar las emisiones resultantes del incendio accidental de residuos. En la aplicación de este modelo, las informaciones necesarias para desarrollar la estimación inicial, se complementan revisando los EF de los compuestos involucrados. Para cada uno de los contaminantes emitidos se recoge el factor de emisión adecuado, esta selección debe ser justificada en relación a la analogía con el escenario del caso y la bibliografía consultada.

Cabe destacar que los factores de emisión proporcionan un valor puntual de la emisión, por lo cual el empleo de dichos factores puede causar incertidumbre a la hora de decretar la cantidad efectiva de compuestos emitidos en un rango temporal. Una estimación de este tipo puede no reflejar correctamente la variabilidad de la emisión en el tiempo, lo que significa que puede suministrar un parcial conocimiento de las emisiones atmosféricas, reemplazando una medición puntual más que un muestreo continuo. A la hora de realizar un estudio de la dispersión atmosférica, el presente cálculo no es suficiente y se considera por lo tanto necesario aplicar un modelo más elaborado que tenga en cuenta las variables meteorológicas para determinar la concentración de los contaminantes, como es el caso del modelo gaussiano.

4.2.3.1 Caso de combustión incontrolada (*Open Burning*)

Dentro del inventario AP-42 se listan los factores de emisión repartidos por actividad humana causa de la emisión de los contaminantes atmosféricos. Los sectores de procedencia contenidos varían entre las principales actividades, tanto industriales como no, en las que se produce una emisión a la atmosfera significativa durante sus procesos. Los eventos circunstanciales de incendios de residuos, normalmente, se verifican en condiciones no predecibles o deseadas, de forma que no puede disponerse de recursos inmediatos para monitorear de manera constante las concentraciones de contaminantes al aire. Existe todavía en el documento antes mencionado de la EPA una clase de valores de factores de emisión para la combustión al aire libre de residuos urbanos, identificada con el nombre de *Open Burning* o combustión incontrolada. La presencia de la siguiente clase de EF se considera largamente fiable, proviniendo de una sólida base de estudios realizados bajo las específicas condiciones en las que se realiza una combustión incontrolada de residuos (IPCC, 2006).

Por lo general, en la categoría de combustión incontrolada se consideran todos los procesos de combustión no deseados de material donde se liberan, de forma directa al aire, contaminantes sin pasar por una chimenea o por un sistema de filtración adecuado. Dentro de esta categoría se consideran también los dispositivos de incineración que no controlan correctamente a los gases de combustión en salida, mientras que se excluyen

eventos ocasionales ocurridos en la naturaleza, como por ejemplos los incendios forestales. Los elementos sometidos a quema normalmente no tienen diferenciación alguna: se identifica como residuos urbanos mixtos el conjunto de materiales como papel, plástico, vidrio, metales, fracción fermentable etc. que usualmente se encuentran en los desechos domésticos.

En el caso de los residuos sólidos urbanos, las circunstancias más comunes de combustión incontrolada se verifican en dos casos principalmente. El primer escenario corresponde al caso de quema intencional por parte de particulares para eliminar residuos domésticos (Lemieux, 1997). Las varias tipologías de materiales se someten a una combustión voluntaria al aire libre normalmente en barriles o contenedores metálicos. La incidencia con la cual se manifiestan estos eventos depende del país y de la época de referencia. La realidad de la quema voluntaria en los países desarrollados ha evolucionado gracias a la implementación de los sistemas modernos de recuperación y reciclaje de residuos, que permiten reintegrar los materiales recuperados en el mercado como una nueva materia prima y destinarlos a las industrias. Actualmente la quema de residuos está estrictamente regulada en la mayoría de los países, sin embargo, a pesar de las numerosas restricciones presentes, siguen verificándose episodios, que ocurren con mayor frecuencia en las áreas rurales más que en las urbanas. Diferente es el caso de algunos países en desarrollo donde esta práctica de tratamiento de residuos aún representa una costumbre común y está bien difundida en el territorio, caso de India, México y Nigeria (Kanchan et al., 2017; Rim-Bensusan et al., 2014). En la mayoría de los casos la actividad no es legal o requiere de un permiso especial su realización.

Los eventos accidentales e incontrolados de quema de residuos representan la segunda circunstancia que se practica con mayor asiduidad. Estos acontecimientos se verifican en forma de incendios improvisos con llama libre a temperatura medio-alta y se activan de manera imprevista y repentina. Pueden ocurrir dentro de vertederos, depósitos o, en general, lugares donde grandes cantidades de residuos se recolectan y se acumulan por largos periodos de tiempo (Stearns et al., 1984). Se deben a múltiples causas, entre las más frecuentes se mencionan: mala gestión de los procesos de almacenamiento, transporte y traslado de materiales; combustión espontánea de los residuos en descomposición biológica; manejo de residuos peligrosos como combustibles, residuos inflamables y explosivos; problemas en los sistemas de ventilación que favorecen condiciones de aire no suficiente o promueven el acumulo de metano y gases altamente inflamables (Bates, 2004).

4.2.3.2 Valores de factores de emisión (EF)

Siguiendo con el método propuesto por la EPA de EE.UU., se recogen los factores relativos a las emisiones por los contaminantes útiles para desarrollar el cálculo de estimación. En función de la disponibilidad de información publicada, se encuentran principalmente dos fuentes bibliográficas con respecto a los EF por el caso de combustión incontrolada de residuos urbanos. La primera, por parte de la misma EPA, ofrece en el año 1992 factores de emisión expresados en unidades de tasa de emisión por peso del residuo quemado. Los valores están basados en estudios a partir de pruebas controladas de combustión de residuos urbanos en barriles metálicos, práctica particularmente difundida en Estados Unidos en los años '80. La quema en barriles se realizaba en su mayoría en las áreas rurales, donde se identificaba como una alternativa sencilla y barata para la disposición de los residuos domésticos. En las últimas décadas se ha reducido la incidencia con la cual se realiza la actividad gracias a la implementación de soluciones alternativas como incineración o disposición en vertederos. Actualmente la actividad se encuentra prohibida, o por lo menos legislada, en la mayoría de los países estadounidenses. En la tabla 4.6 se muestran los valores propuesto por la EPA en la primera versión del AP-42, las unidades que se adoptan son kilogramos de contaminante emitido por toneladas de residuos quemados ($\text{kg}_{\text{contaminante}}/\text{Mg}_{\text{residuo}}$).

Tabla 4.6 - Factores de Emisión en caso de combustión incontrolada de residuos, EPA

EPA/AP42 - 1992	
Contaminantes	(kg/Mg)
PM ₁₀	8
CO	42
NO _x	3
SO _x	0,5

En la recopilación de los valores se nota que, durante la quema de residuos, el monóxido de carbono es el producto presente en mayor cantidad, con 42 kg de CO generados por cada tonelada de residuo quemado. Este resultado se explica por las condiciones en las que se realiza el incendio, caracterizado por niveles no óptimos de oxígeno (tipología de combustión en déficit de aire). Menos alarmantes resultan las concentraciones de las emisiones en el caso del material particulado y de los óxidos de nitrógeno y azufre.

La segunda referencia disponible cuenta con disponer de datos más actuales: se publican en el año 2016 por la Unión Europea, cuyo organismo de referencia para los temas ambientales es la EEA (*European Environment Agency* o Agencia Europea de Medio Ambiente). La EEA investiga en el ámbito de las emisiones atmosféricas en virtud del “*Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia*” actuando desde varios años con políticas orientadas a la cooperación internacional dentro del marco de dicho convenio. Con la implementación del *Programa Europeo de Monitoreo y Evaluación* (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP), se proporciona una base de soporte para el inventario de las emisiones y, en este contexto, se listan los factores de emisiones necesarios a evaluar el impacto de distintas fuentes de contaminación. En la siguiente tabla (4.7), se detallan los EF de la combustión incontrolada de residuos con referencia a la agencia EEA, expresados en las mismas unidades anteriormente argumentadas ($\text{kg}_{\text{contaminante}}/\text{Mg}_{\text{residuo}}$).

Tabla 4.7 - Factores de Emisión en caso de combustión incontrolada de residuos, EEA

EMEP/EEA - 2016	
Contaminantes	(kg/Mg)
PM ₁₀	4,51
CO	55,83
NO _x	3,18
SO _x	0,11

A pesar del periodo de tiempo y de la evolución tecnológica que transcurren entre las dos fuentes de datos, los factores de emisión no presentan cambios sustanciales, permaneciendo dentro del mismo rango de valores. Es una excepción el caso del PM₁₀ que reduce, con respecto a la referencia estadounidense, su valor casi a la mitad, pasando de 8 a 4,51 kg/ton.

A la hora de desarrollar el cálculo de la estimación por el caso de estudio, se utilizan ambos inventarios considerados. Las emisiones de algunos procesos están mejor documentadas con respecto a otras, por esta razón se piensa necesario combinar la información de las dos fuentes de factores de emisiones para una aplicación lo más completa y fiable. Todos los factores de emisión que finalmente se escogen están expresados en las mismas unidades de medida para facilitar su comprensión y comparación.

4.2.3.3 Valores de tasa de actividad (AR)

Por último, para llevar a cabo la estimación hasta ahora planteada, se necesitan definir los valores de la tasa de actividad implicada en la dispersión de los contaminantes a la atmosfera. En el caso de combustión incontrolada se tiene que recoger el dato relativo a la cantidad en masa de residuos quemados. Con respecto a

esto, es recomendable también conocer en detalle la composición de los residuos durante el incendio. Esta información se consigue suponiendo que los residuos sometidos a combustión accidental tienen la misma repartición de los que normalmente se manejan dentro de la estación de tratamiento (véase repartición de los residuos mixtos en Roma, tabla 2.1).

Con respecto al valor real de residuos permanentes dentro del TMB-Salario, se postula una cantidad promedio diaria en función del tránsito de residuos, que se realizaba de forma continua durante las horas de ejercicio. En relación a las dimensiones de la instalación y la capacidad de los dispositivos en funcionamiento se consideran 5000 toneladas diarias de residuos mixtos. A la hora de indicar la cantidad de material quemado durante el curso del incendio, se recurre a la hipótesis de este valor, puesto que el dato exacto es de laboriosa definición, no disponiendo de un criterio de discriminación concreto entre los residuos quemados y los que no. Al no llegar al valor efectivo de materiales quemados, se considera que a partir del conjunto de residuos presentes en la estructura de tratamiento solo ha sido sometido a quema accidental un 10% del total, que corresponde a 500 toneladas de residuos urbanos mixtos. Además, para esta cantidad se supone una combustión completa (100% de eficiencia de realización del proceso).

Una vez obtenidos los valores de factores de emisión y tasa de actividad, se realiza la estimación del valor de carga másica Q utilizando la ecuación propuesta por la EPA. Contrariamente al caso de emisiones generadas por una chimenea, el valor del caudal másico de emisión por un incendio no debe considerarse completamente constante a lo largo del tiempo, teniendo en cuenta que incluso el resultado de la ecuación proporciona para cada contaminante un determinado valor en masa (kg) de compuesto emitido. El valor en masa calculado puede entenderse sólo como la deducción de una estimación puntual y, por lo tanto, se intenta definir una correspondencia entre los resultados de la ecuación y las mediciones experimentales de frecuencia horaria.

Basándose en todo lo previamente explicado, el incendio sigue una evolución temporal que depende de la temperatura alcanzada durante la combustión, razón por la cual la carga másica en el presente caso se considera variable en el tiempo y altamente dependiente del patrón de desarrollo del fuego. A tal respecto, se establece una directa dependencia entre la temperatura promedio desarrollada por el fuego y la cantidad de residuos quemados. Conforme al patrón supuesto por el incendio del TMB-Salario, se asocia a cada valor de la temperatura un porcentaje relativo a la cantidad de residuos quemados: mayor es la temperatura alcanzada mayor resulta la masa de residuos quemados. Se muestra a continuación la tabla 4.8 que expresa los valores porcentuales de residuos sometidos a combustión en relación con las etapas del incendio:

Tabla 4.8 - Relación en porcentaje entre la temperatura y los residuos quemados

Curva Temperatura - Tiempo				
Fases	Tiempo (h)	Temperatura (°C)	RSU quemados (ton)	Porcentaje (%)
<i>inicio</i>	4	1	3,84	0,77
<i>fase aguda</i>	5	100	9,59	1,92
	6	150	13,43	2,69
	7	200	30,70	6,14
	8	600	49,88	9,98
	9	700	55,64	11,13
	10	750	57,56	11,51
	11	750	55,64	11,13
<i>apagado</i>	12	700	47,97	9,59
	13	550	40,29	8,06
	14	500	34,54	6,91
<i>fin</i>	15	400	26,86	5,37
	16	300	17,27	3,45
<i>repercusión del incendio</i>	17	150	9,59	1,92
	18	100	7,67	1,53
	19	100	7,67	1,53
	20	100	7,67	1,53
	21	100	7,67	1,53
	22	100	7,67	1,53
	23	100	4,99	1,00
	24	30	3,84	0,77
			500	100

En la tabla 4.8 puede observarse durante la segunda mitad de la fase aguda, especialmente entre las 9:00 y las 12:00 horas, el logro de la cantidad máxima de residuos quemados durante el incendio. Los porcentajes están alrededor del 11% de los residuos totales y corresponden a una cantidad superior a las 55 toneladas de material quemado. Se destaca también una exigua cantidad de residuos sólidos (poco superior al 1%) que sigue sometándose al proceso de combustión a pesar de encontrarse en la etapa sucesiva al apagado definitivo del incendio. Una vez extinguido el fuego, la temperatura todavía sigue siendo alta independientemente de la presencia de las llamas por causa de la elevada potencia térmica almacenada en los cúmulos de residuos.

4.3 Simulaciones

En relación a cuanto expuesto, puede en este momento realizarse la estimación de la concentración de los contaminantes según las hipótesis desarrolladas en los apartados precedentes. En el presente estudio la aplicación del modelo de dispersión de Gauss se realiza, por lo tanto, mediante las siguientes simulaciones:

- *Simulación n.1:* Concentración de CO en la estación de Villa Ada (39)
- *Simulación n.2:* Concentración de NO_x en la estación de Francia (3)
- *Simulación n.3:* Concentración de NO_x en la estación de Villa Ada (39)
- *Simulación n.4:* Concentración de NO_x en la estación de Cipro (49)
- *Simulación n.5:* Concentración de SO₂ en la estación de Villa Ada (39)

En los *Anexos B* pueden encontrarse las informaciones relativas a cada simulación ejecutada.

4.4 Resultados de las simulaciones

A continuación se tratan los resultados obtenidos a partir de las simulaciones del modelo de dispersión gaussiano. Los patrones resultantes de la aplicación del modelo se comparan con los valores de referencias de las mediciones experimentales, representando las dos series juntas para valorar las posibles analogías. En las imágenes presentadas se expresan en color rojo las observaciones experimentales procedidas por la red de monitoreo de calidad del aire, mientras que en azul se representan las curvas resultantes de las simulaciones.

Con respecto a la concentración del CO en la estación de Villa Ada (simulación n.1), se obtiene lo siguiente, figura 4.7:

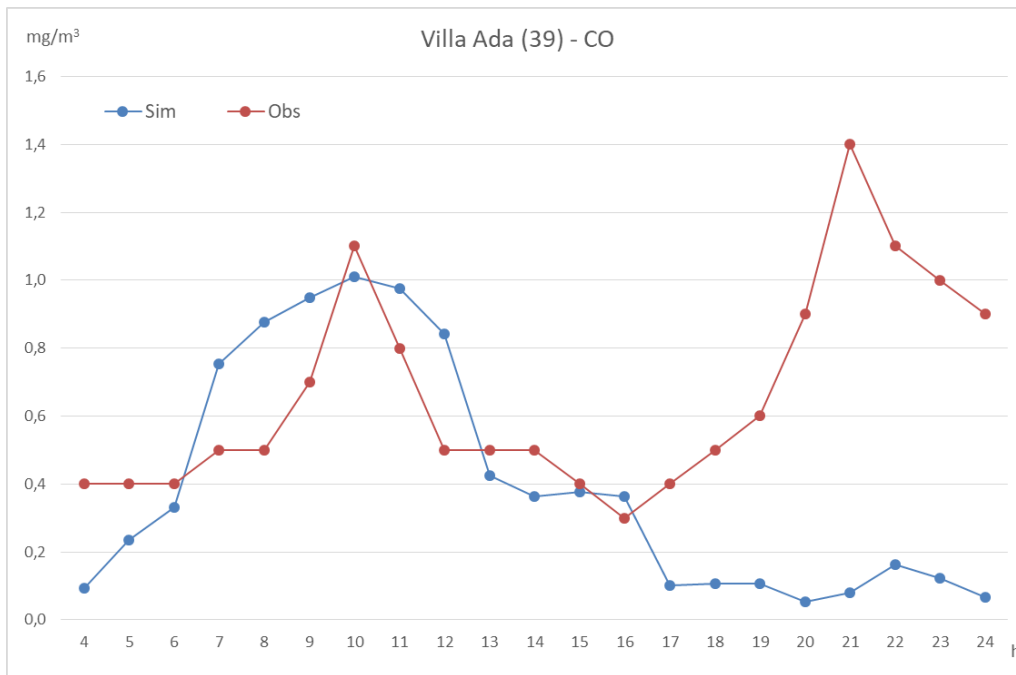


Fig. 4.7 - Simulación de la concentración del CO en Villa Ada - Sim n.1

Las dos series presentan una visible disparidad en el patrón recorrido a partir de las 17:00 horas en comparación con el que se refiere a la primera parte de día. El pico de concentración nocturno no se refleja de alguna forma en la simulación realizada, mientras que durante las horas diurnas pueden apreciarse más similitudes. Con respecto al periodo de desarrollo y apagado del incendio (a partir de las 04:00 horas hasta las 16:00), el error relativo entre los patrones de concentración es igual a $e_r = 0,09$. Este valor demuestra una gran fiabilidad de la simulación en referencia a la parte del día tomada en consideración.

Avanzando con la simulación n.2, se presenta a continuación (figura 4.8) el patrón de la concentración de las dos series, observada y simulada, en el caso de los óxidos de nitrógeno (NO_x) en la estación de Francia.

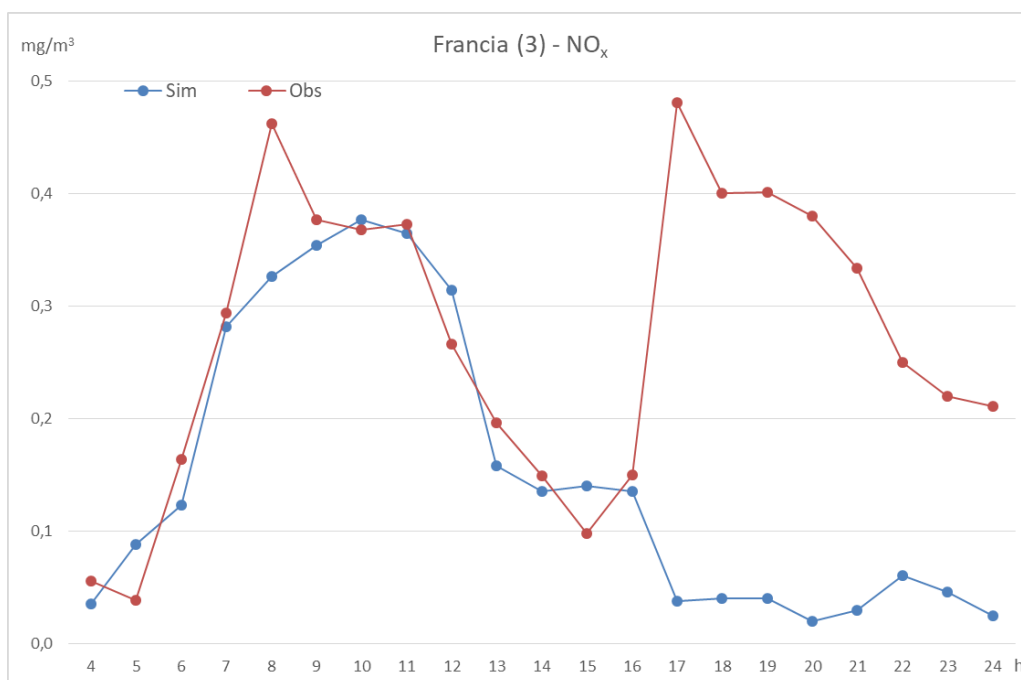


Fig. 4.8 - Simulación de la concentración del NO_x en Francia - Sim n.2

De igual forma que la aplicación anterior, no se da una prueba de conformidad del modelo durante las condiciones nocturnas, después de las 17:00. Además, las mediciones experimentales presentan un máximo importante a las 08:00 horas de la mañana que no se ve correspondido en la evolución de la serie simulada. A pesar de esto, el error relativo constatado es de $e_r = 0,05$ por el periodo de acción del incendio (04:00-16:00), indicando una exactitud de la simulación aún mayor del caso anterior.

Por el mismo compuesto se comparan con la simulación n.3 las concentraciones de la medición y la simulación del contaminante en la estación de Villa Ada (figura 4.9).

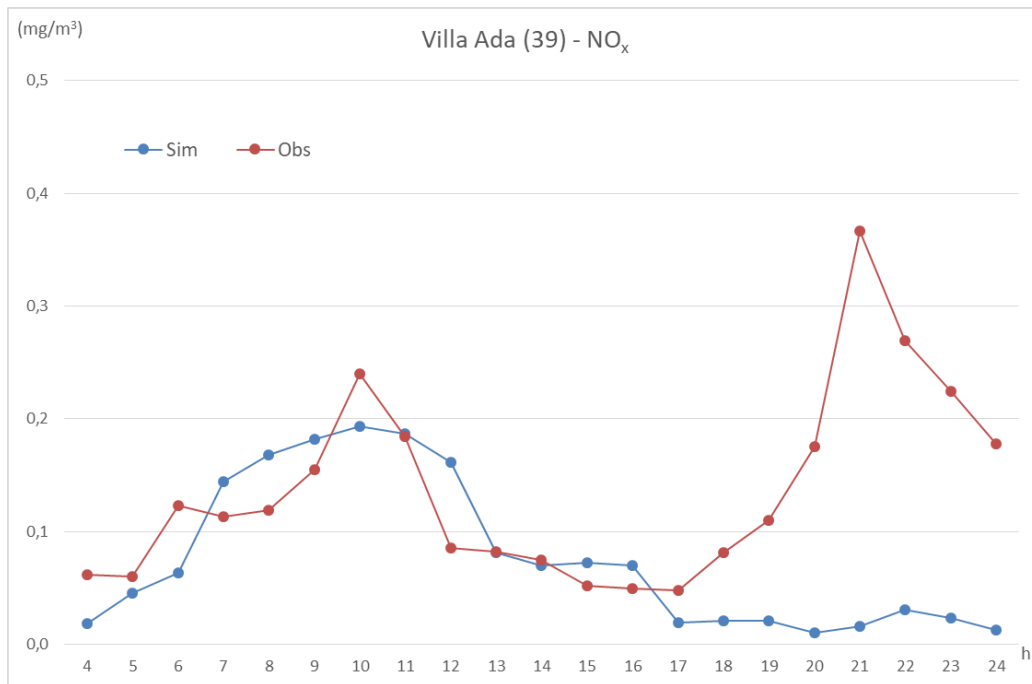


Fig. 4.9 - Simulación de la concentración del NO_x en Villa Ada - Sim n.3

Como detectado para las anteriores simulaciones, la estación presenta un patrón de las concentraciones bastante parecido por la primera parte del día y significativamente desemejante durante la noche. Analizando todavía el error relativo concerniente a la primera fase de la simulación, de 04:00 a 16:00 horas, se obtiene un valor de $e_r = 0,04$.

Para concluir con las simulaciones referidas al NO_x , se muestran en la figura 4.10 los resultados de la simulación n.4 en comparación con la serie de observaciones en la estación de Cipro.

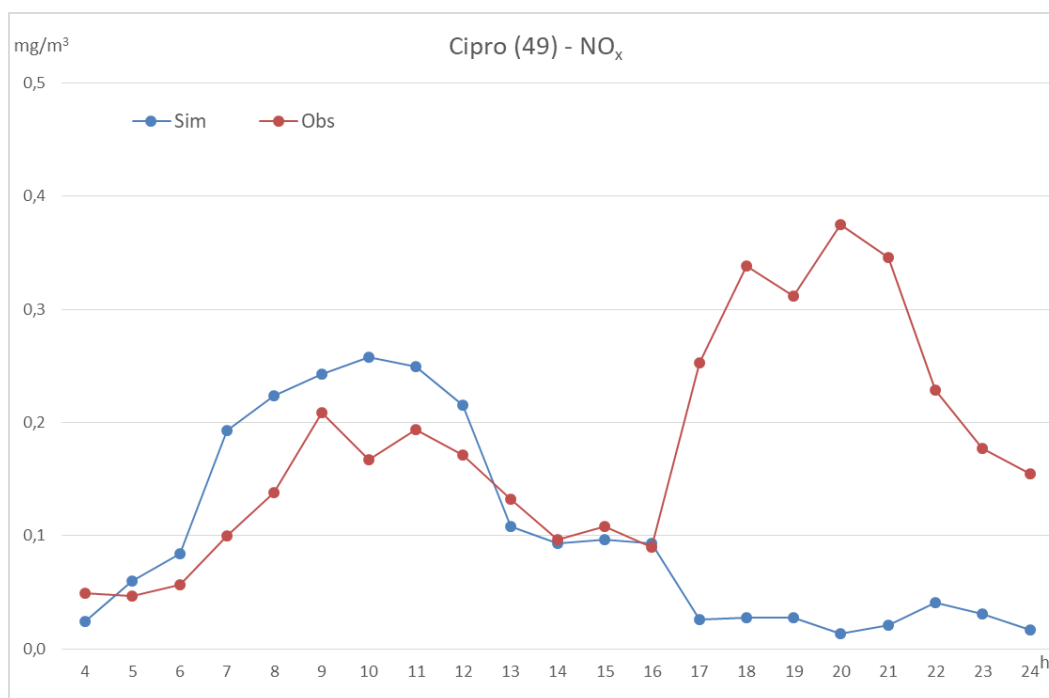


Fig. 4.10 - Simulación de la concentración del NO_x en Cipro - Sim n.4

En este caso puede apreciarse una leve sobreestima con respecto a la simulación de la primera parte del día, siguiendo de toda forma con una clara incompatibilidad de los valores de concentración durante la noche (a partir de las 17:00 horas). El error relativo calculado durante el periodo de día es igual a $e_r = 0,24$. Este aumento en el valor del error se atribuye a la mayor distancia de la estación con respecto al TMB-Salario. Se señala de toda forma que el valor sigue siendo limitado y por lo tanto la simulación se mantiene fiable.

Por último, se presenta en la figura 4.11 la comparación entre las series relativas a la concentración simulada y medida experimentalmente del SO₂ en la estación de la red de Villa Ada (simulación n.5).

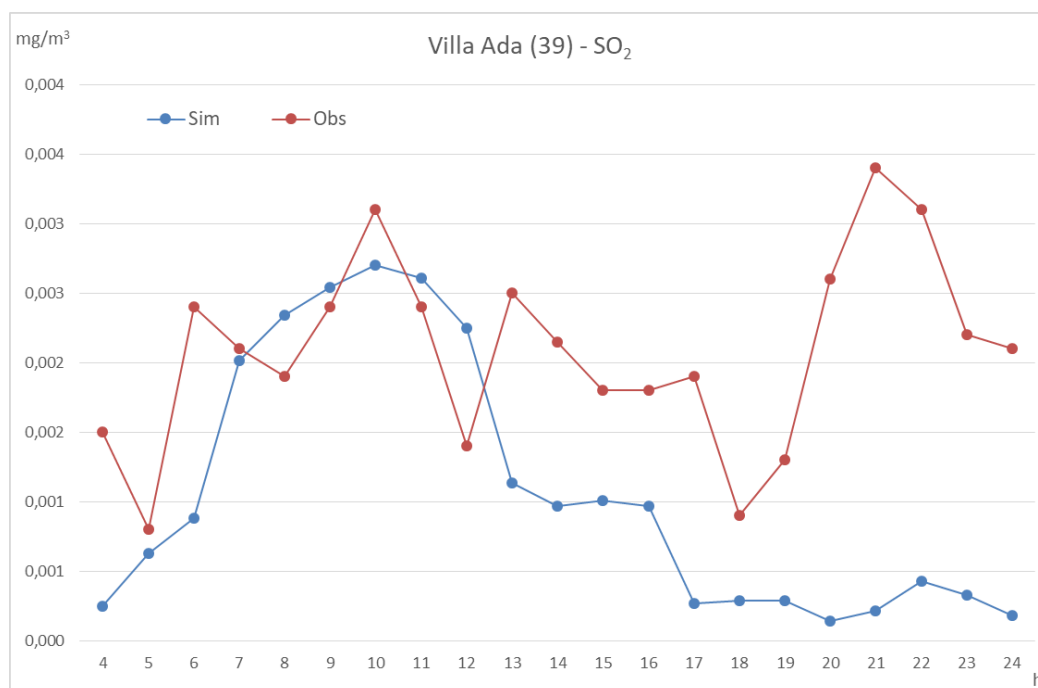


Fig. 4.11 - Simulación de la concentración del SO₂ en Villa Ada - Sim n.5

Debido al patrón de las mediciones experimentales a lo largo de todo el día, la simulación no corresponde perfectamente a la evolución de la concentración durante el periodo de realización del incendio. Se destaca que incluso en este caso el patrón nocturno de las mediciones no está representando por los valores simulados. En cuanto a la evolución de la concentración diurna, se percibe un error relativo igual a $e_r = 0,23$. De toda forma, dicho valor se retiene tolerable puesto que se encuentra dentro de un rango de calidad aceptable.

Para evaluar la bondad del modelo de dispersión gaussiano durante las horas de acción del incendio, de 04:00 a 16:00 horas, se realiza por el mismo rango temporal un análisis cuantitativo de los errores entre los valores procedidos por las simulaciones y los observados (Poli et al., 1993). Se muestran en la tabla 4.9 los resultados obtenidos para cada una de las 5 simulaciones:

Tabla 4.9 - Error Cuadrático Medio Normalizado, Raíz del Error Cuadrático Medio y Coeficiente de Correlación de las simulaciones

Simulaciones	ECMN	RECM	COEF CORREL
<i>Sim n.1</i>	0,14	0,38	0,75
<i>Sim n.2</i>	0,05	0,21	0,94
<i>Sim n.3</i>	0,12	0,34	0,79
<i>Sim n.4</i>	0,14	0,37	0,89
<i>Sim n.5</i>	0,23	0,48	0,50

El error cuadrático medio normalizado (ECMN) presenta en todos los casos analizados valores no significativos: estos se encuentran por debajo de un valor máximo de 0,23 detectado por la simulación n.5. Los resultados indican, por lo tanto, que la discrepancia cuadrática media entre los valores de los datos observados y los estimados es altamente despreciable y la simulación tiene buen éxito. En cuanto a la raíz del error (RECM), se pueden apreciar de igual forma errores limitados, que siguen siendo despreciables (valor máximo en la simulación n.5 de 0,48). Por tal razón, este parámetro confirma nuevamente la fiabilidad de las simulaciones realizadas.

Finalmente, el coeficiente de correlación muestra con mayor claridad la semejanza entre las series de datos: cuanto más cerca del 1, mayor es la afinidad de las series. La simulación que presenta la analogía más evidente con un coeficiente igual a 0,94 es la n.2 (NO_x en la estación de Francia). Sin embargo todas las demás se caracterizan por coeficientes de correlación altos, sin descender bajo el 0,50.

Puede concluirse que en todos los casos propuestos las simulaciones ejecutadas respetan con buena aproximación la evolución de la concentración durante el día, esencialmente entre las 04:00 y las 16:00 horas. Durante este periodo de tiempo, la simulación modelística gaussiana ha simulado de forma altamente razonable la combustión derivada del incendio a los valores medidos de las distintas estaciones de la calidad del aire, presentando errores muy limitados.

En cuanto a la concentración detectada durante la noche, según cuanto demostrado con la aplicación del modelo, esta no puede atribuirse a los fenómenos de dispersión de contaminantes precedentes del incendio accidental de residuos. A partir de las 17:00 horas, todos los resultados presentan el mismo patrón y el modelo gaussiano es incapaz de dar resultados positivos en estas condiciones. Esto se debe esencialmente a la presencia de rescoldos por el apagado del incendio, sin la presencia de llama viva que emite de forma continua, y a la caída de la noche, que supone cambios de las condiciones meteorológicas debido a la época del año, la cual define una PBL nocturna potente.

La presencia de contaminantes en la atmosfera durante la noche entre el 11 y el 12 de diciembre tiene una relación cierta con el evento accidental, pero los valores de concentración se deben a procesos no representables con la modelización de dispersión gaussiana.

4.5 Observaciones sobre la concentración de contaminantes nocturna

En el intento de justificar los elevados valores de concentración de contaminantes observados por la noche del 11 de diciembre, se revisa la información relativa a las condiciones meteorológicas que caracterizaron las horas nocturnas del día mismo. A tal respecto, se utilizan los datos referidos a la evolución de la capa límite planetaria que, como previamente introducido, está fuertemente influenciada por la presencia del sol. Se comparan por tanto los patrones de las concentraciones de algunos de los compuestos contaminantes (CO y NO_x) con la evolución de la PBL a lo largo de los 3 días bajo análisis. En este sentido, existen formas cuantitativas de determinar la relación que transcurre entre dos series de datos. Para determinar esta afinidad se utiliza, por el caso de estudio, el coeficiente de correlación, un índice estadístico que expresa la eventual relación de linealidad entre dos variables. Este coeficiente siempre asume valores comprendidos entre -1 y 1. Un valor negativo indica la existencia de una relación inversa, que se figura cuanto más intensa a medida que se aproxima al valor máximo de -1 (Taylor, 1996).

El primer contaminante por el cual se realiza la comparación es el monóxido de carbono (CO), medido en la sola estación de Villa Ada. Se presenta a continuación el resultado gráfico de la comparación (figura 4.12):

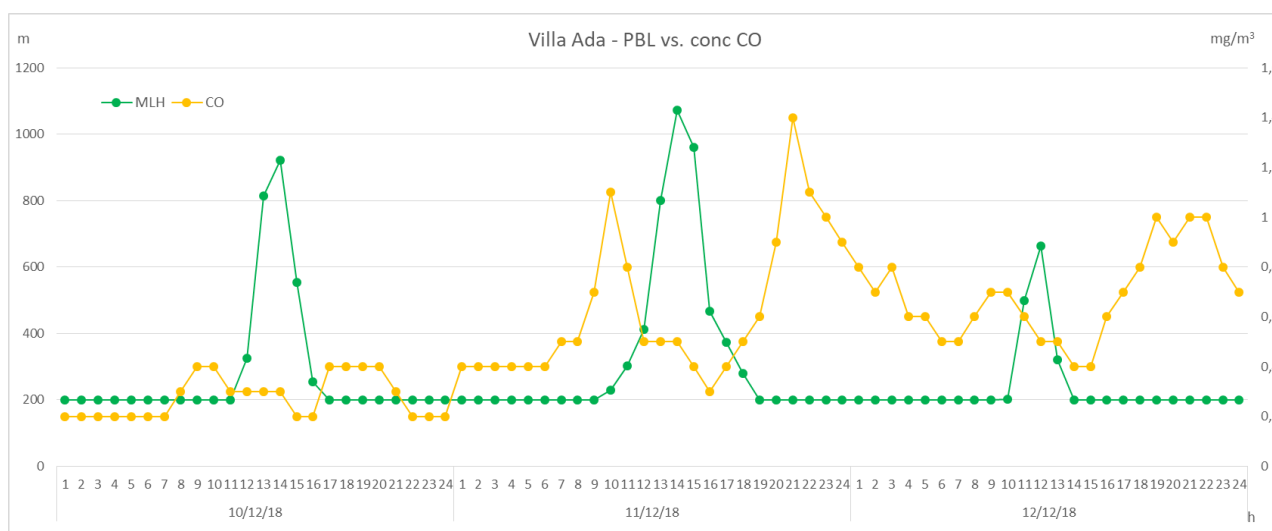


Fig. 4.12 - Altura de la PBL vs. Concentración de CO en Villa Ada

La tendencia de los patrones es perfectamente invertida a lo largo de todo el periodo: en cuanto una de las dos series sube, la otra disminuye en sus valores; hecho que es apreciable en mayor medida por cuanto concierne al día del incendio (11/12/18). En este caso, el coeficiente de correlación correspondiente al periodo de noche del 11 de diciembre es igual a -0,58, que indica por lo tanto una fuerte relación inversa.

Se presenta a continuación la misma comparación realizada con respecto a los compuestos de NO_x por cada estación del caso de estudio y durante el periodo entero de estudio, del 10 al 12 de diciembre de 2018 (figuras 4.13 - 4.17).

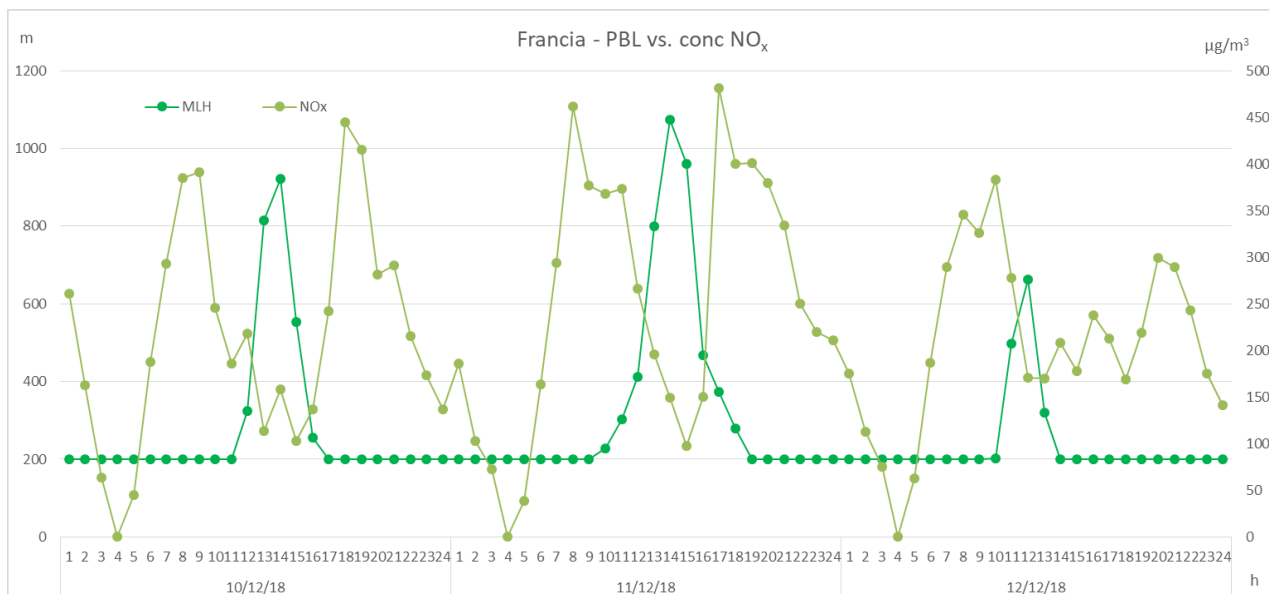


Fig. 4.13 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO_x en Francia

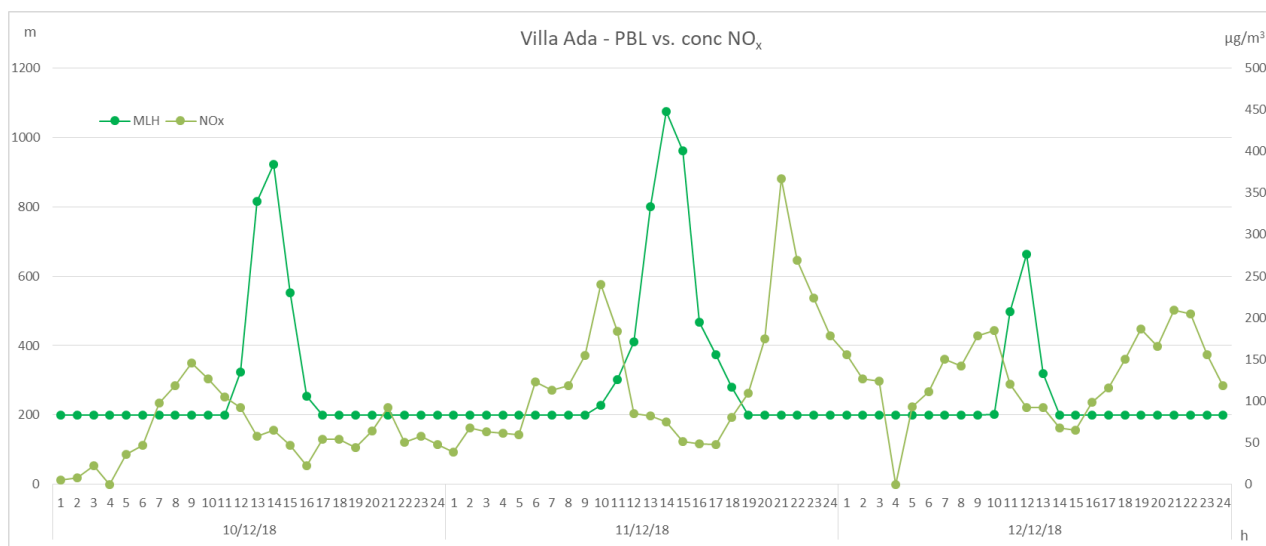


Fig. 4.14 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO_x en Villa Ada

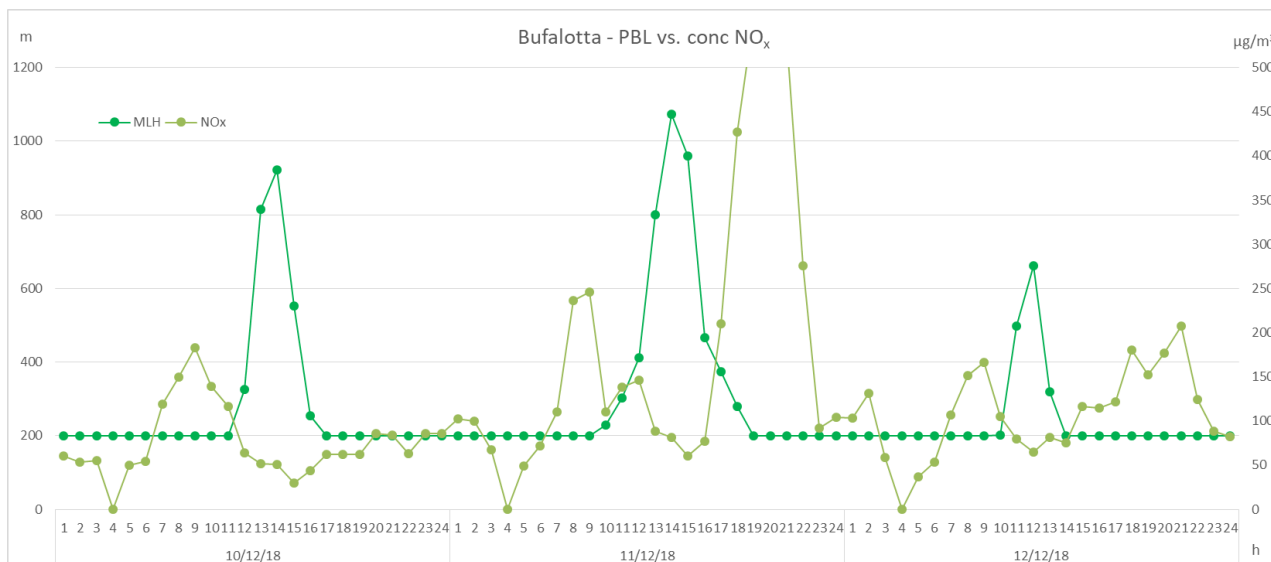


Fig. 4.15 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO_x en Bufalotta

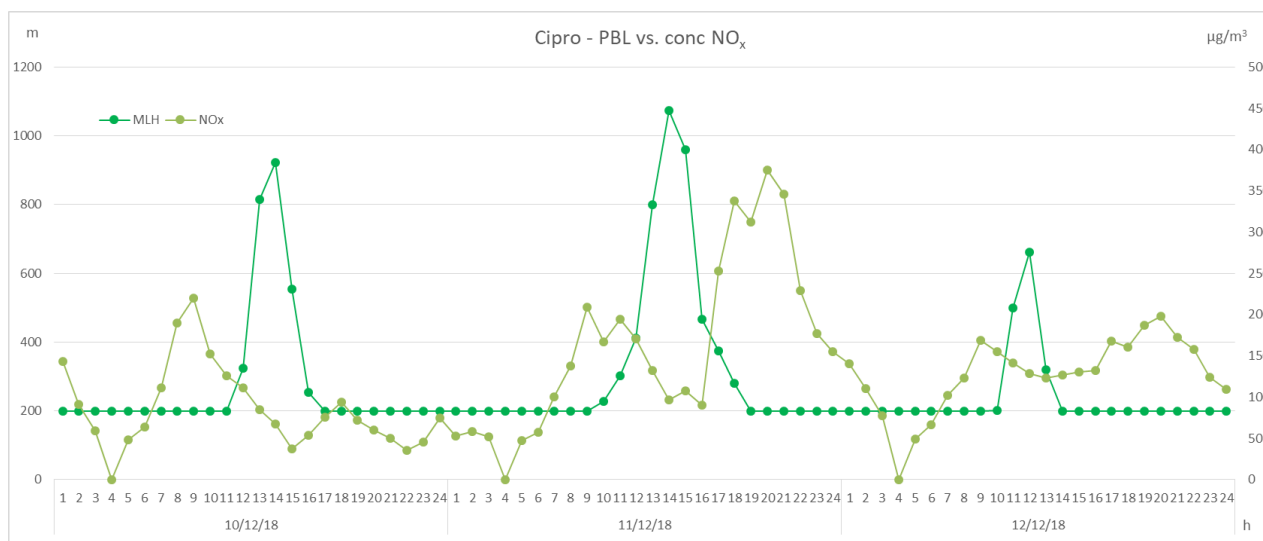


Fig. 4.16 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO_x en Cipro

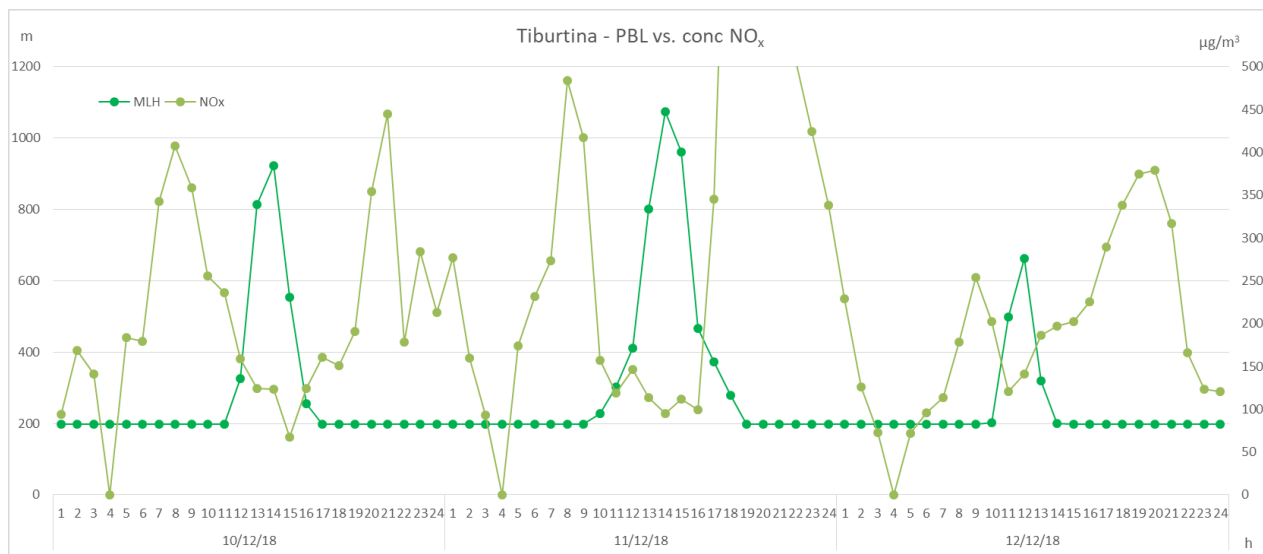


Fig. 4.17 - Altura de la PBL vs. Concentración de NO_x en Tiburtina

Como el caso del monóxido de carbono en Villa Ada, todas las estaciones analizadas presentan una evolución de la concentración de los contaminantes invertida en relación a la variación diaria de la altura de la PBL. Los coeficientes de correlación obtenidos en los casos presentados corresponden a -0,62 en la estación de Francia, -0,57 en Villa Ada, -0,56 en Bufalotta, -0,66 en Cipro y finalmente -0,62 en Tiburtina. Cada estación muestra por lo tanto una fuerte correlación inversa entre las dos series de datos (variación de cota de la PBL y concentración de los NO_x).

A partir de esto análisis, puede deducirse cuanto la altura de la capa límite planetaria pueda influir en los valores de concentración que se detectan durante el periodo nocturno. Durante las horas nocturnas el incremento de la concentración se debe a la reducción de cota de la PBL, que determina que los contaminantes en lugar de propagarse impacten en la capa límite y reboten hacia abajo, quedándose confinados entre el suelo y la altura máxima de la PBL nocturna (durante las noches inferior a los 200 m). Se confirma por tanto, como previamente anticipado, que la altura de la capa de mezcla es determinante en la dinámica atmosférica de dispersión de los contaminantes y al tener un nivel bajo de la PBL se reducen las capacidades diluyentes de la atmosfera y por su limitada altura se favorece el estancamiento en el aire de las sustancias contaminantes.

5. Conclusiones

En vista de lo anteriormente expuesto, el estudio permite la elaboración de algunas conclusiones. Ante todo el TMB-Salario, independientemente del ocasionar condiciones extraordinarias de emergencia, en su último periodo de operatividad se encontraba en la necesidad de una atenta revisión de los procesos y la gestión de las actividades realizadas dentro de la instalación. Además, el emplazamiento de la planta ha implicado una acentuación de los impactos provocados por el incendio accidental, debido a su cercanía al núcleo urbano.

Por otra parte, la información de la que se dispone para realizar un análisis detallado resulta parcialmente incompleta. En primer lugar, por la dinámica del evento, de carácter excepcional, se desconocen las características inherentes al desarrollo del fuego y la cantidad efectiva de residuos sólidos quemados. Conocer la evolución y la magnitud del incendio podría justificar de forma más precisa el patrón de las concentraciones de contaminantes emitidas y observadas.

Asimismo, debido al tipo de acontecimiento no ordinario, las observaciones de la red de medida no permiten examinar parte de las sustancias producidas por la quema accidental de residuos. Las estaciones se orientan mayoritariamente a un funcionamiento habitual, dificultando por lo tanto el estudio de sustancias no monitoreadas por las normativas nacionales.

Otra falta de información importante se identifica en la disponibilidad limitada de datos meteorológicos por el periodo de análisis. Las circunstancias obligan a tomar en consideración la estación de medición aeroportuaria de Roma Fiumicino, en lugar de optar por la más cercana y supuestamente más fiable de Roma Urbe.

Por último, cabe destacar que el monitoreo de los contaminantes no se realiza de forma regular y continua en cada estación. Es emblemático el caso del monóxido de carbono (CO) que sólo está medido en una de las 5 estaciones de estudio (Villa Ada). Además la falta de información horaria en el caso del material particulado (PM₁₀) simboliza una importante pérdida de información, siendo este contaminante un excelente indicador en caso de contaminación debida a incendios.

De todas formas, la información disponible se supone suficiente para realizar un análisis estructural de la calidad del aire en la ciudad de Roma en relación al evento de contaminación. Se debe todavía tener en cuenta que el estudio, bajo esta perspectiva, tiene un margen determinado de incertidumbre.

En cuanto al estudio de las observaciones, comparando los patrones de concentración por las distintas estaciones, se destaca que el día del incendio experimenta valores de concentración superiores a los observados durante el día anterior y siguiente al evento. Asimismo, todas las estaciones presentan un pico de concentración nocturno (alrededor de las 20:00 horas) de intensidad mayor con respecto a los valores máximos observados durante el día a causa de la evolución del ciclo diario de la PBL en esta época del año.

Con respecto a la evolución de las concentraciones a lo largo de los días analizados, la estación de Francia durante el 11 de diciembre presenta variaciones menos evidentes en comparación con las otras estaciones en examen. En Villa Ada y Cipro la diferencia entre el día 11 y los días 10 y 12 empiezan a ser marcadas, hasta llegar a los cambios significativamente visibles en Bufalotta y de forma aún más intensa en Tiburtina. En esta última estación los valores de los óxidos de nitrógeno alcanzan la concentración máxima de 994 µg/m³. En cuanto al dióxido de azufre su pico se observa en Bufalotta, siendo esta una de las dos estaciones que miden el contaminante. Finalmente por el benceno se detecta un máximo de 10,7 µg/m³ en Villa Ada. A tal respecto se destaca que las estaciones de Bufalotta y Tiburtina, a pesar de no encontrarse en la dirección predominante del viento, han experimentado valores de concentración significativos.

Por último, se comenta que el único contaminante que presenta valores superiores a los establecidos por la legislación vigente es el material particulado (PM₁₀), que pero carece en cuanto a informaciones sobre su evolución a lo largo del día (valores procedidos sólo en forma de promedio diario).

Con respecto a la aplicación del modelo de dispersión de Gauss, esta elección se demostró efectiva a la hora de comparar el patrón de las observaciones con el de las simulaciones únicamente por el periodo de desarrollo del incendio. En este caso, el error relativo entre las dos series presenta un valor máximo de 0,24 (simulación n.4: concentración del NO_x en Cipro). Los ECMN y RECM calculados por el mismo rango temporal son despreciable y confirman la fiabilidad del modelo, sin sobrepasar los valores de 0,23 y 0,38 respectivamente. Además el coeficiente de correlación comprueba que en cada estación los valores obtenidos presentan patrones muy parecidos a los medidos experimentalmente (en ningún caso inferior a 0,50).

En las horas nocturnas la hipótesis de aplicación del modelo no son las más apropiadas. Por lo tanto, se señala finalmente que el incremento de concentración registrado durante las noches se justifica por el descenso de la altura de la capa límite planetaria (PBL). La concentración se presenta más intensa por causa de la reducción del volumen disponible y por la estratificación de las masas de aire, que la disminución de la cota de la PBL conlleva.

6. Bibliografía

- Adnkronos, “Incendio Tmb Salario, medici: *“Preoccupano dati diossina”*”, publicado el 18/12/2018 14:55 horas, https://www.adnkronos.com/salute/2018/12/18/incendio-tmb-salario-medici-preoccupano-dati-diossina_Xx6DPZ8BzCbatv6CBmIIGJ.html
- Agenzia Municipale Ambiente (AMA Spa), “*Contratto di servizio tra Roma Capitale e AMA Spa per la gestione dei rifiuti urbani e i servizi di igiene urbana, anni 2016/2018*” suscrito en fecha 13/05/2016
- Agenzia Municipale Ambiente (AMA Spa), “*Incendio TMB Salario, raccolta rifiuti regolare*” publicado el 03/06/2015, <http://www.amaroma.it/raccolta-differenziata/news/3218-incendio-tmb-salario-raccolta-rifiuti-regolare.html>
- Agenzia Municipale Ambiente (AMA Spa), “*Piano industriale 2017-2021, Principali leve di sviluppo e macro impatti industriali ed economici*” (2017)
- Agenzia Municipale Ambiente (AMA Spa), Ficha técnica “*Impianto Salario*”
- Agenzia per il controllo e la qualità dei servizi pubblici locali di Roma Capitale, “*Il Settore di igiene urbana a Roma, sintesi dei principali indicatori del servizio*” publicado en marzo 2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.1 del 11/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.2 del 12/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.3 del 12/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.4 del 13/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.5 del 14/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.6 del 17/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.7 del 18/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.8 del 19/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, actualización n.9 del 21/12/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, ficha resumen del 14/01/2019
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Monitoraggio qualità dell’aria incendio TMB 11 dicembre 2018*”, ficha resumen del 04/02/2019
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “*Odori molesti dal TMB di via Salaria: ARPA Lazio, per conto di Roma Capitale, sperimenta un sistema per prevenirli*”

- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), “AMA S.p.a. - Impianto TMB sito in Roma, via Salaria 981. Procedimento di riesame” publicado el 16/11/2018
- Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio (ARPA Lazio), ficha tecnica “*Legenda dati chimici*”
- Air Quality Modelling & Assessment Unit (AQMAU), “*Review of emission factors for incident fires*” (2009), ISBN: 978-1-84911-085-3
- Baldasano J.M^a, “*Modelo de dispersión gaussiano (Pasquill-Gifford) para la estimación de las concentraciones ambientales de contaminantes producidas desde una fuente puntual con una emisión continua*” (2012)
- Baldasano J.M^a, “*Notas del Curso de Modelización Ambiental*” (2017)
- Barnaba F., Bolignano A., Di Liberto L., Morelli M., Lucarelli F., Nava S., Perrino C., Canepari S., Basart S., Costabile F., Dionisi D., Ciampichetti S., Sozzi R., Gobbi G.P., “*Desert dust contribution to PM10 loads in Italy: Methods and recommendations addressing the relevant European Commission Guidelines in support to the Air Quality Directive 2008/50*”, Atmospheric Environment (2017) n. 161, pp. 288-305, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.038>
- Basset Blesa J.M., “*Flashover: Desarrollo y control*” (1996)
- Bates M., “*Managing Landfill Site Fires in Northamptonshire*”, SITA-Sustainable Wastes Management Centre (2004) n. 63, pp. 1635-1641
- Carpenter S.B., Montgomery T.L., Leavitt J.M., Colbaugh W.C., Thomas F.W., “*Principal Plume Dispersion Models: TVA Power Plants*” Journal of the Air Pollution Control Association (1971) n. 21:8, pp. 491-495, DOI: 10.1080/00022470.1971.10469560
- Centemero M., Zanardi W., “*Il trattamento biologico dei rifiuti urbani in Italia: compostaggio, trattamento meccanico-biologico, digestione anaerobica*”
- Corriere della Sera, “*Caudo: «Il Tmb Salarario non tratta i rifiuti, ma li produce»*” publicado el 30/11/2018 08:19 horas, https://roma.corriere.it/notizie/cronaca/18_novembre_30/caudo-invece-trattare-rifiuti-tmb-salarario-li-produce-16d223e0-f407-11e8-b6fd-3556737c89de.shtml
- Di Maria F., “*Upgrading of a mechanical biological treatment plant with a solid anaerobic digestion batch: a real case study*”, Waste Management & Research (2012) n. 30(10), pp. 1089-1094, DOI: 10.1177/0734242X12451306
- Eco dalle Città, “*Roma. Comm. Ecomafie, Lupo (Arpa Lazio) spiega la situazione di tutti i rifiuti al Tmb Salarario*” publicado el 17/01/2019, <http://www.ecodallecitta.it/notizie/390583/roma-comm-ecomafie-lupo-arpa-lazio-spiega-la-situazione-di-tutti-i-rifiuti-al-tmb-salarario/>
- Fanpage.it, “*Il Tmb Salarario avvelena i cittadini: quanti reati sta commettendo Ama?*” publicado el 04/12/2018 18:07 horas, <https://roma.fanpage.it/il-tmb-salarario-avvelena-i-cittadini-quanti-reati-sta-commettendo-ama/>
- Fanpage.it, “*Il Tmb Salarario non tratta rifiuti li produce: la relazione dell'Arpa dà ragione ai cittadini*” publicado el 23/11/2018 16:37 horas, <https://roma.fanpage.it/il-tmb-salarario-non-tratta-rifiuti-li-produce-la-relazione-dellarpa-da-ragione-ai-cittadini/>
- Finet C., “*Heating Value of Municipal Solid Waste*”, Waste Management & Research (1987) n. 5, pp. 141-145
- Franjo Franjo C., Palacios Ledo J., Rodriguez Anon J.A., Nunez Regueira L., “*Calorific value of municipal solid waste*”, Environmental Technology (1992) n. 13, pp. 1085-1089, <https://doi.org/10.1080/09593339209385246>

- Garcés D., Díaz E., Sastre H., Ordóñez S., González La Fuente J.M., “*Evaluation of the potential of different high calorific waste fractions for the preparation of Solid Recovered Fuels*” Waste Management (2016) n. 47, pp. 164-173, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.029>
- Gobbi G.P., Barnaba F., Di Liberto L., Bolignano A., Lucarelli F., Nava S., Perrino C., Pietrodangelo A., Basart S., Costabile F., Dionisi D., Rizza U., Canepari S., Sozzi R., Morelli M., Manigrasso M., Drewnicki F., Struckmeier C., Poenitz K., Wille H., “*An inclusive view of Saharan dust advections to Italy and the Central Mediterranean*”, Atmospheric Environment (2019) n. 201, pp. 242-256, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.002>
- Gobierno Vasco, Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, Dirección de Planificación Ambiental, “*Guía de Buenas Prácticas para la elaboración de modelos de dispersión*” (2012)
- Greenpeace, “*Cool Waste Management: A State-of-the-Art Alternative to Incineration for Residual Municipal Waste*” publicado en febrero 2003
- Haefelin M., Angelini F., Morille Y., Martucci G., Frey S., Gobbi G.P., Lolli S., O’Dowd C. D., Sauvage L., Xueref-Rémy I., Wastine B., Feist D.G., “*Evaluation of Mixing-Height Retrievals from Automatic Profiling Lidars and Ceilometers in View of Future Integrated Networks in Europe*”, Boundary-Layer Meteorol. (2012) n. 143, pp. 49-75, DOI 10.1007/s10546-011-9643-z
- Il Messaggero, “*Incendio Tmb Salario, il primo rapporto: «Dolo e resti di riuti vietati»*” publicado el 14/12/2018 16:58 horas, https://www.ilmessaggero.it/roma/cronaca/incendio_salario_ultime_notizie-4171185.html
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), “*2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*”, Volume 5: Waste, Chapter 5: Incineration and Open Burning of Waste (2006)
- Internazionale, “*L’incendio del tmb Salario e la gestione dei rifiuti a Roma*” publicado el 11/12/2018 17:10 horas, <https://www.internazionale.it/bloc-notes/2018/12/11/tmb-salario-roma>
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), “*Rapporto Rifiuti Urbani, edizione 2017, Rapporti 272/2017*” publicado en octubre 2017, ISBN 978-88-448-0852-5
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), “*Rapporto Rifiuti Urbani, edizione 2018, Rapporti 297/2018*” publicado en diciembre 2018, ISBN 978-88-448-0928-7
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), “*Incendio al tmb Salario: intervista ai vertici ISPRA*”, <http://www.isprambiente.gov.it/it/archivio/notizie-e-novita-normative/notizie-ispra/2018/12/incendio-al-tmb-salario-intervista-ai-vertici-ispra>
- Italia, “*Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155, Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell’aria ambiente e per un’aria più pulita in Europa*”, publicado en la G.U. n. 216 del 15/09/2010, vigente a partir del 30/09/2010
- Kanchan K., Sunil K., Vineel R., Ankur K., Rakesh K., “*Emission from Open Burning of Municipal Solid Waste in India*”, Environmental Technology (2017), DOI: 10.1080/09593330.2017.1351489
- La Repubblica, “*Incendio al Tmb Salario: i pm sulla pista dolosa. Ingresso sequestrato*” publicado el 19/12/2018 13:01 horas, https://roma.repubblica.it/cronaca/2018/12/18/news/incendio_al_tmb_salario_i_pm_sulla_pista_dolosa_ingresso_sequestrato-214526182/
- La Repubblica, “*Incendio Tmb Salario, Arpa: "Aria più inquinata. Diossina sopra lo standard". Raggi: "Scongiurata emergenza rifiuti a Natale"*” publicado el 12/12/18,

https://roma.repubblica.it/cronaca/2018/12/12/news/incendio_tmb_salario_raggi_scongiurata_emergenza_per_natale_-214072448/

Legambiente Lazio, “*Dossier Rifiuti Roma 2018*” publicado el 08/06/2018

Legambiente Lazio, “*Rifiuti Roma, differenziati ferma nel primo semestre 2018*” publicado el 10/01/2019
<https://www.legambientelazio.it/rifiuti-roma-differenziata-ferma-nel-primo-semester-2018/>

Lemieux P.M., “*Evaluation of Emissions from the Open Burning of Household Waste in Barrels*”, Technical Report U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Vol.1 (1997)

Lott R.A., “*Performance of a time-dependent dispersion model in elevated terrain*”, Atmospheric Environment (1984) n. 18:11, pp. 2367-2376

Montejo C., Tonini D., Márquez M.C., Astrup T.F., “*Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization*”, Environ. Manage. (2013) n. 128, pp. 661-673, DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.05.063

National Aeronautic and Space Administration (NASA), “*How the Smoke Rises*” publicado el 09/11/2018
<https://earthobservatory.nasa.gov/images/144658/how-the-smoke-rises?src=eoaiotd>

Poli A.A., Cirillo M.C., “*On the use of Normalized Mean Square Error in evaluating dispersion model performance*”, Atmospheric Environment (1993) n. 27A:15, pp. 2427-2434

Regione Lazio, “*Determinazione, Proposta n. 20449 del 17/11/2017: A.M.A. S.p.a. - Determinazioni dirigenziali n. B2519, del 31/03/2011, e s.m.i. e n. B2520, del 31/03/2011, e s.m.i. Nulla osta misure temporanee gestione rifiuti.*” publicado el 17/11/2017

Regione Lazio, “*Determinazione, Proposta n. 5272 del 09/04/2013: A.M.A. S.p.A. - Modifica non sostanziale alla determinazione di Autorizzazione Integrata Ambientale n. B2520 del 31/03/2011 e s.m.i., ai sensi dell'art. 29 - nonies del Titolo III-bis del D. Lgs. n.152/2006 e s.m.i., impianto T.M.B. di Via Salaria 981, Roma*” publicado el 09/04/2013

Renan Estrellan C., Iino F., “*Toxic emissions form open burning*”, Chemosphere (2010), n. 80, pp. 193-207,
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.03.057>

Reyna Bensusan N., Wilson D.C., Smith S.R., “*Open burning of municipal solid waste in developing countries: the case of Huejutla, Mexico*”

Rim-Rukeh A., “*An Assessment of the Contribution of Municipal Solid Waste Dump Sites Fire to Atmospheric Pollution*”, Open Journal of Air Pollution (2014) n. 3, pp. 53-60,
<http://dx.doi.org/10.4236/ojap.2014.33006>

Roma Capitale, “*Incendio Tmb salario, operazioni in corso. Impianti Incendio Tmb salario, operazioni in corso. Impianti regionali accoglieranno i rifiuti di Roma*” publicado el 12/12/2018

Roma Capitale, “*Primo Rapporto statistico sull'area metropolitana romana*” publicado en octubre 2016

Roma Capitale, “*Raccolta e Ciclo dei Rifiuti, Analisi dei principali dati sulla gestione dei rifiuti*” publicado en enero 2018

Roma Capitale, “*Tmb Salario, memoria Giunta su aree trasfereza rifiuti: a Ponte Malnome per 6 mesi*” publicado el 18/12/2018

Roma Daily News, “*Ama: Tmb Salario lavora 450 tonnellate rifiuti al giorno*” publicado el 12/10/18 17:19 horas,
<https://www.romadailynews.it/cronaca/ama-tmb-salario-lavora-450-tonnellate-rifiuti-al-giorno-0366993/>

- Roma Today, “*Incendio via Salaria: bruciano i rifiuti del TMB, nube di fumo su tutta Roma*” publicado el 11/12/2018 07:30 horas, <http://www.romatoday.it/cronaca/Incendio-via-salaria-tmb-salario.html>
- Roma Today, “*Tmb Salario, l'impianto Ama di via Salaria 981 incubo dei residenti del III municipio*” publicado el 11/12/2018 11:05 horas, <http://www.romatoday.it/politica/tmb-salario-cos-e.html>
- Secretariat of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, “*Guidelines on best available techniques and provisional guidance on best environmental practices*”, Section VI.A Part III Source category (a): Open burning of waste, including burning of landfill sites (2008) UNEP/SSC/BATBEP/2008/6
- Soyez K., Plickert S., “*Mechanical-Biological Pre-Treatment of Waste: State of the Art and Potentials of Biotechnology*”, Acta Biotechnol. (2002) n. 22, pp. 271-284, DOI: 10.1002/1521-3846(200207)22:3/4<271::AID-ABIO271>3.0.CO;2-I
- Stearns R.P., Petoyan G.S., “*Identifying and Controlling Landfill Fires*”, Waste Management & Research (1984) n. 2, pp. 303-309, <https://doi.org/10.1177/0734242X8400200140>
- Stefanov Ketin S., Biočanin R.R., Miloradov M., Sokolovic S.M., Ivankovic D., “*Ecological Modeling of pollutants in accidental fire at the landfill waste*”, Thermal Science, (2013) n. 17, pp. 903-913 DOI: 10.2298/TSCI110531161S
- Taylor J.R., “*An introduction to Error Analysis, The study of uncertainties in physical measurements*” Second Edition (1996) ISBN-13: 978-0935702750
- Trozzi C., Nielsen O.K., Hjelgaard K., Wenborn M., Woodfield M., “*EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*” Chapter 5.C.2 Open burning of waste (2016)
- Turmo Sierra E., Cuscó Vidal J. M^a, “*NTP 329: Modelos de dispersión de gases y/o vapores en la atmósfera: fuentes puntuales continuas*” Notas Técnicas de Prevención, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, España (1993)
- U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, “*Federal Meteorological Handbook No. 1, Surface weather observations and reports*” (2017)
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), “*Compilation of Air Pollution Emission Factors (AP-42), Section 2.5 Open Burning*” (1992)
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), “*Emission Inventory Improvement Program (EIIP)*” Open Burning Volume III, Chapter 16 (2001)
- Unión Europea, “*Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa*” publicado el 11/06/2008
- United States Fire Administration, “*Landfill Fires their magnitude, characteristics, and Mitigation*” (2002)
- Velis C.A., Longhurst P.J., Drew G.H., Smith R., Pollard S.J.T., “*Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of precess science and engineering*” Bioresource Technology (2009) n. 100, pp. 2747-2761, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.026>
- Weichenthal S., Van Rijswijk D., Kulka R., You H., Van Ryswyk K., Willey J., Dugandzic R., Sutcliffe R., Moulton J., Baike M., White L., Charland J.P., Jessiman B., “*The impact of a landfill fire on ambient air quality in the north: A case study in Iqaluit, Canada*” Environmental Research (2015) n. 142, pp. 46-50, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.018>
- Wiedinmyer C., Yokelson R. J., Gullett B. K., “*Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste*”, Environ. Sci. Technol. (2014) n. 48, pp. 9523-9530, <http://dx.doi.org/10.1021/es502250z>

7. Anexos

Anexo A - Datos meteorológicos en la estación de Roma-Fiumicino (código ICAO: LIRF) durante los días 10, 11, 12 y 13 de diciembre de 2018.

LIRF, Roma Fiumicino (Italy)	10/12/2018																							
	00:50	01:50	02:50	03:50	04:50	05:50	06:50	07:50	08:50	09:50	10:50	11:50	12:50	13:50	14:50	15:50	16:50	17:50	18:50	19:50	20:50	21:50	22:50	23:50
Código METAR	LIRF 10050Z VRB02KT CAVOK 10/06 Q1012 NOSIG	LIRF 10150Z 34004KT 310V050 CAVOK 12/07 Q1012 NOSIG	LIRF 10220Z VRB02KT CAVOK 09/06 Q1013 NOSIG	LIRF 10350Z 06004KT CAVOK 08/06 Q1012 NOSIG	LIRF 10405Z 04004KT CAVOK 09/06 Q1013 NOSIG	LIRF 10550Z 05004KT CAVOK 08/06 Q1013 NOSIG	LIRF 10650Z 07005KT 9999 FEW025 0706 Q1013 NOSIG	LIRF 10750Z 04003KT CAVOK 09/07 Q1014 NOSIG	LIRF 10850Z 05003KT CAVOK 12/09 Q1014 NOSIG	LIRF 10950Z 03003KT CAVOK 14/09 Q1014 NOSIG	LIRF 11050Z 32007KT 280V020 CAVOK 16/09 Q1014 NOSIG	LIRF 11150Z 34010KT 9999 FEW025 16/07 Q1013 NOSIG	LIRF 11250Z 36007KT 320V040 CAVOK 17/08 Q1013 NOSIG	LIRF 11350Z 35007KT 9999 FEW025 17/05 Q1013 NOSIG	LIRF 11450Z 34007KT 9999 FEW030 15/04 Q1014 NOSIG	LIRF 11550Z 34008KT 320V020 CAVOK 12/02 Q1014 NOSIG	LIRF 11650Z 32008KT CAVOK 10/M1 Q1014 NOSIG	LIRF 11750Z 33008KT CAVOK 09/00 Q1015 NOSIG	LIRF 11850Z 32009KT CAVOK 08/00 Q1015 NOSIG	LIRF 11950Z 35009KT CAVOK 08/M01 Q1015 NOSIG	LIRF 12050Z 33006KT CAVOK 06/M1 Q1015 NOSIG	LIRF 12150Z VRB03KT CAVOK 06/M1 Q1015 NOSIG	LIRF 12250Z 02006KT CAVOK 08/M03 Q1015 NOSIG	LIRF 12350Z 06004KT 020V080 CAVOK 06/M03 Q1015 NOSIG
Dirección del viento (°)	variable	310-50	variable	60	40	50	70	40	50	30	280-20	340	320-40	350	340	320-20	320	330	320	350	330	variable	20	20-80
Velocidad del viento (m/s)	1,0288	2,0576	1,0288	2,0576	2,0576	2,0576	2,572	1,5432	1,5432	1,5432	3,6008	5,144	3,6008	3,6008	3,6008	2,572	4,1152	3,0864	2,572	2,572	3,0864	1,5432	3,0864	2,0576
Visibilidad (km)	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10
Distancia nubes (m)							762					762		762	914,4									
Condiciones del cielo	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	POCAS NUBES	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	POCAS NUBES	CAVOK	POCAS NUBES	POCAS NUBES	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK
Temperatura (°C)	10	12	9	8	9	8	7	9	12	14	16	16	17	17	15	12	10	9	8	0	6	6	8	6
Temperatura de rocío (°C)	6	7	6	6	6	6	6	7	9	9	9	7	8	5	4	2	-1	0	0	-1	-1	-1	3	-3
Presión (hPa)	1012	1012	1013	1012	1013	1013	1013	1014	1014	1014	1014	1013	1013	1013	1014	1014	1014	1015	1015	1016	1016	1016	1016	1016
Expectativas	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO

LIRF, Roma Fiumicino (Italy)	11/12/2018																							
	00:50	01:50	02:50	03:50	04:50	05:50	06:50	07:50	08:50	09:50	10:50	11:50	12:50	13:50	14:50	15:50	16:50	17:50	18:50	19:50	20:50	21:50	22:50	23:50
Código METAR	LIRF 11050Z VRB03KT CAVOK 05/M02 Q1017 NOSIG	LIRF 11150Z 05009KT CAVOK 03/M01 Q1017 NOSIG	LIRF 11250Z 07007KT CAVOK 02/M01 Q1016 NOSIG	LIRF 11350Z 05007KT CAVOK 03/M02 Q1016 NOSIG	LIRF 11450Z VRB03KT CAVOK 03/M02 Q1016 NOSIG	LIRF 11550Z 06007KT CAVOK 02/M02 Q1017 NOSIG	LIRF 11650Z 06009KT 020V080 CAVOK 02/M02 Q1017 NOSIG	LIRF 11750Z VRB02KT CAVOK 03/M01 Q1017 NOSIG	LIRF 11850Z 06009KT 030V140 CAVOK 07/00 Q1018 NOSIG	LIRF 11950Z 030V160 CAVOK 11/M01 Q1018 NOSIG	LIRF 12050Z 07009KT 040V110 CAVOK 12/00 Q1018 NOSIG	LIRF 12150Z VRB03KT CAVOK 13/00 Q1017 NOSIG	LIRF 12250Z VRB03KT CAVOK 14/M01 Q1016 NOSIG	LIRF 12350Z 32004KT CAVOK 14/M01 Q1016 NOSIG	LIRF 12450Z 10006KT 070V130 CAVOK 13/00 Q1018 NOSIG	LIRF 12550Z 07003KT CAVOK 11/00 Q1017 NOSIG	LIRF 12650Z 07004KT CAVOK 07/02 Q1017 NOSIG	LIRF 12750Z 06004KT CAVOK 08/00 Q1018 NOSIG	LIRF 12850Z VRB02KT CAVOK 05/M01 Q1018 NOSIG	LIRF 12950Z 05003KT CAVOK 06/M02 Q1018 NOSIG	LIRF 13050Z 07006KT CAVOK 04/M02 Q1018 NOSIG	LIRF 13150Z 07007KT CAVOK 03/M01 Q1019 NOSIG	LIRF 13250Z 08009KT 050V110 CAVOK 04/M02 Q1019 NOSIG	LIRF 13350Z 04004KT CAVOK 03/M01 Q1019 NOSIG
Dirección del viento (°)	variable	50	70	50	variable	60	20-80	variable	30 - 140	30 - 100	40 - 110	variable	variable	320	70 - 130	70	10	50	variable	50	70	70	50-110	40
Velocidad del viento (m/s)	1,5432	2,572	3,6008	3,6008	1,5432	3,6008	2,572	1,0288	2,572	2,572	2,572	1,5432	1,5432	2,0576	3,0864	1,5432	2,0576	2,0576	1,0288	1,5432	3,0864	3,6008	2,572	2,0576
Visibilidad (km)	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10
Distancia nubes (m)																								
Condiciones del cielo	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK
Temperatura (°C)	5	3	2	3	3	2	2	3	7	11	12	13	14	14	13	11	7	8	5	6	4	3	4	3
Temperatura de rocío (°C)	-2	-1	-1	-2	-2	-2	-2	-1	0	-1	0	0	1	-1	0	0	2	0	-1	-2	-2	-1	-2	-1
Presión (hPa)	1017	1017	1016	1016	1016	1017	1017	1017	1018	1018	1017	1017	1016	1016	1016	1017	1017	1018	1018	1018	1018	1019	1019	1019
Expectativas	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO

LIRF, Roma Fiumicino (Italy)	12/12/2018																							
	00:50	01:50	02:50	03:50	04:50	05:50	06:50	07:50	08:50	09:50	10:50	11:50	12:50	13:50	14:50	15:50	16:50	17:50	18:50	19:50	20:50	21:50	22:50	23:50
Código METAR	LIRF 12050Z 0500KT CAVOK 031002 Q1019 NOSIG	LIRF 120150Z VRB03KT CAVOK 031002 Q1019 NOSIG	LIRF 120250Z 0600KT CAVOK 021002 Q1019 NOSIG	LIRF 120350Z 0400KT CAVOK 011003 Q1019 NOSIG	LIRF 120450Z VRB03KT CAVOK 021003 Q1019 NOSIG	LIRF 120550Z 0700KT CAVOK 011003 Q1019 NOSIG	LIRF 120650Z VRB03KT CAVOK 011003 Q1019 NOSIG	LIRF 120750Z 0700KT 050V110 CAVOK 031002 Q1019 NOSIG	LIRF 120850Z 0500KT CAVOK 071001 Q1020 NOSIG	LIRF 120950Z 0700KT CAVOK 071001 Q1019 NOSIG	LIRF 121050Z 0800KT CAVOK 081001 Q1019 NOSIG	LIRF 121150Z 0700KT CAVOK 091001 Q1019 NOSIG	LIRF 121250Z 0400KT CAVOK 091001 Q1018 NOSIG	LIRF 121350Z 0600KT CAVOK 101002 Q1018 NOSIG	LIRF 121450Z 0700KT CAVOK 091002 Q1017 NOSIG	LIRF 121550Z 0600KT CAVOK 091002 Q1017 NOSIG	LIRF 121650Z 0700KT CAVOK 081000 Q1017 NOSIG	LIRF 121750Z 0700KT CAVOK 081000 Q1017 NOSIG	LIRF 121850Z 0600KT CAVOK 081000 Q1017 NOSIG	LIRF 121950Z 0600KT CAVOK 081000 Q1017 NOSIG	LIRF 122050Z VRB02KT 9999 SCT040 081001 Q1016 NOSIG	LIRF 122150Z 0501KT 020V100 9999 SCT050 081001 Q1016 NOSIG	LIRF 122250Z 0500KT 9999 SCT050 081001 Q1016 NOSIG	LIRF 122350Z 0500KT 360V100 9999 -OZ FEW050 091002 Q1015 NOSIG
Dirección del viento (°)	50	variable	60	40	variable	70	variable	50-110	50	70	80	70	40	60	70	60	70	60	60	60	variable	20-100	50	360-100
Velocidad del viento (m/s)	2,572	1,5432	4,1152	3,0864	1,5432	2,572	1,5432	2,572	3,6008	4,1152	3,6008	3,6008	2,0576	2,572	2,0576	2,572	2,572	3,6008	3,6008	3,0864	1,0288	5,144	4,1152	3,0864
Visibilidad (km)	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10
Distancia nubes (m)																					1219,2	1524	1524	1524
Condiciones del cielo	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	CAVOK	NUBES DISPERSAS	NUBES DISPERSAS	NUBES DISPERSAS	LLOVIZNA + POCAS NUBES
Temperatura (°C)	3	3	2	1	2	1	1	3	7	7	8	9	9	10	9	9	8	8	8	8	8	8	8	9
Temperatura de rocío (°C)	-2	-2	-2	-3	-3	-3	-3	-2	-1	-1	-1	-1	1	2	2	2	0	0	0	0	-1	-1	-1	-2
Presión (hPa)	1019	1019	1019	1019	1019	1019	1019	1019	1020	1019	1019	1018	1018	1018	1017	1017	1017	1017	1017	1017	1016	1016	1016	1015
Expectativas	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	

LIRF, Roma Fiumicino (Italy)	13/12/2018																							
	00:50	01:50	02:50	03:50	04:50	05:50	06:50	07:50	08:50	09:50	10:50	11:50	12:50	13:50	14:50	15:50	16:50	17:50	18:50	19:50	20:50	21:50	22:50	23:50
Código METAR	LRF 130050Z 0500KT 030V090 9999 FEW050 08/M01 Q1015 NOSIG	LRF 130150Z 0400KT 9999 SCT050 07/01 Q1014 NOSIG	LRF 130250Z 0700KT 040V100 9999 SCT050 08/01 Q1013 NOSIG	LRF 130350Z 0700KT 9999 FEW040 SCT050 08/01 Q1013 NOSIG	LRF 130450Z 0800KT 050V150 9999 FEW040 SCT050 07/02 Q1012 NOSIG	LRF 130550Z 0600KT 040V110 9999 -OZ SCT050 07/02 Q1012 TEMPO 4000 RA	LRF 130650Z 0500KT 9999 -RA SCT045 07/03 Q1012 TEMPO NSW	LRF 130750Z 0400KT 9999 -RA FEW020 SCT035 07/04 Q1012 TEMPO 4000 RA	LRF 130850Z 0700KT 9999 FEW020 SCT035 07/05 Q1012 REDZ NOSIG	LRF 130950Z 0700KT 9999 FEW020 SCT030 10/06 Q1011 NOSIG	LRF 131050Z 0900KT 9999 FEW020 SCT030 12/07 Q1011 NOSIG	LRF 131150Z 0006KT 050V190 9999 FEW020 SCT025 07/07 Q1010 NOSIG	LRF 131250Z 0500KT 9999 SCT025 11/07 Q1010 NOSIG	LRF 131350Z 0700KT 9000 RA VCSH FEW015 BKN025 10/06 Q1010 NOSIG	LRF 131450Z 0500KT 9000 SCT015 BKN030 09/06 Q1010 NOSIG	LRF 131550Z 0500KT 9999 -RA FEW020 SCT040 08/06 Q1010 NOSIG	LRF 131650Z 0700KT 9999 -RA SCT020 SCT030 08/06 Q1010 NOSIG	LRF 131750Z 0700KT 9999 -RA SCT018 SCT030 08/06 Q1010 NOSIG	LRF 131850Z 0500KT 9999 -RA SCT018 08/06 Q1009 NOSIG	LRF 131950Z 0500KT 9999 -OZ FEW010 08/07 Q1010 NOSIG	LRF 132050Z 0500KT 9999 -OZ SCT020 BKN050 08/07 Q1010 NOSIG	LRF 132150Z 0600KT 8000 RA SCT020 BKN040 08/06 Q1009 NOSIG	LRF 132250Z 0600KT 9999 -RA FEW024 BKN030 08/06 Q1009 NOSIG	LRF 132350Z 0600KT 9999 -RA FEW024 BKN030 08/06 Q1009 NOSIG
Dirección del viento (°)	30-90	40	40-100	70	50-130	40-110	50	400	70	70	90	50 - 190	50	70	50	50	70	70	50	50	50	60	60	60
Velocidad del viento (m/s)	4,1152	5,144	3,0864	3,0864	3,0864	2,0576	3,0864	3,0864	3,0864	3,6008	3,6008	3,0864	2,572	3,0864	3,6008	3,0864	3,0864	3,0864	2,572	2,0576	3,6008	4,1152	4,6296	4,1152
Visibilidad (km)	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	9	9	> 10	> 10	> 10	> 10	> 10	8	> 10	> 10	
Distancia nubes (m)	1524	1524	1524	1371,6	1371,6	1524	1371,6	762	762	762	762	701,04	762	609,6	609,6	1543,2	762	762	548,64	548,64	1066,8	914,4	914,4	853,44
Condiciones del cielo	POCAS NUBES	NUBES DISPERSAS	NUBES DISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	LLOVIZNA + NUBES DISPERSAS	LLUVIA + NUBES DISPERSAS	LLUVIA + POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES SISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	NUBES DISPERSAS	LLUVIA + LLUVIA EN LAS PROXIMIDADES + POCAS NUBES + CIELO NUBLADO	NUBES DISPERSAS + CIELO NUBLADO	LLUVIA + POCAS NUBES + NUBES DISPERSAS	LLUVIA + NUBES DISPERSAS	LLUVIA + NUBES DISPERSAS	LLUVIA + NUBES DISPERSAS	LLOVIZNA + POCAS NUBES	LLOVIZNA + NUBES DISPERSAS + CIELO NUBLADO	LLUVIA + NUBES DISPERSAS + CIELO NUBLADO	LLUVIA + POCAS NUBES + CIELO NUBLADO	LLUVIA + POCAS NUBES + CIELO NUBLADO
Temperatura (°C)	8	7	8	8	7	7	7	7	7	10	12	12	11	10	9	8	8	8	8	8	8	8	7	8
Temperatura de rocío (°C)	-1	1	1	1	2	2	3	4	5	6	7	7	7	6	6	6	6	6	6	7	7	6	6	6
Presión (hPa)	1015	1014	1013	1013	1012	1012	1012	1012	1012	1011	1011	1010	1010	1010	1010	1010	1010	1010	1010	1009	1010	1009	1009	1009
Expectativas	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	LLUVIA TEMPORANEA	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	LLUVIA TEMPORANEA	LLOVIZNA	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO	NINGUN CAMBIO SIGNIFICATIVO PREVISTO

Anexo B - Resultados numéricos de las simulaciones realizadas con modelo de dispersión gaussiano

Simulación n.1

CO - Estación Villa Ada (39) - día 11/12/2018

Parametros a ingresar			Unidad de medida
H	Altura de la emisión	900	m
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3990	m
z	Distancia en el eje z de la fuente emisora	2	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	272,40	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	120,78	m
p	Coefficiente de rugosidad urbano	0,35	-

hora del día	Porcentaje residuos quemados	Carga másica de la emisión	Velocidad del viento a la altura de 10 m	Velocidad del viento a la h de la fuente emisora	Concentración en el punto x,y,z	Valor de referencia mediciones
h		Q	u_{10}	u_z	C	C_{real}
	(%)	(mg/s)	(m/s)	(m/s)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
4	0,01	59510	3,6	17,4	0,09	0,4
5	0,02	148775	3,6	17,4	0,24	0,4
6	0,03	208285	3,6	17,4	0,33	0,4
7	0,06	476081	3,6	17,4	0,75	0,5
8	0,10	773631	2,6	12,4	0,88	0,5
9	0,11	862897	2,5	12,1	0,95	0,7
10	0,12	892652	2,6	12,4	1,01	1,1
11	0,11	862897	2,6	12,4	0,98	0,8
12	0,10	743876	2,6	12,4	0,84	0,5
13	0,08	624856	1,5	7,5	0,42	0,5
14	0,07	535591	1,5	7,5	0,36	0,5
15	0,05	416571	2,1	9,9	0,38	0,4
16	0,03	267795	3,1	14,9	0,36	0,3
17	0,02	148775	1,5	7,5	0,10	0,4
18	0,02	119020	2,1	9,9	0,11	0,5
19	0,02	119020	2,1	9,9	0,11	0,6
20	0,02	119020	1,0	5,0	0,05	0,9
21	0,02	119020	1,5	7,5	0,08	1,4
22	0,02	119020	3,1	14,9	0,16	1,1
23	0,01	77363	3,6	17,4	0,12	1,0
24	0,01	59510	2,6	12,4	0,07	0,9

Simulación n.2

NO_x - Estación Francia
(3) - día 11/12/2018

Parametros a ingresar			Unidad de medida
H	Altura de la emisión	845	m
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3810	m
z	Distancia en el eje z de la fuente emisora	2	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	263,80	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	117,62	m
p	Coefficiente de rugosidad urbano	0,35	-

hora del día	Porcentaje residuos quemados	Carga másica de la emisión	Velocidad del viento a la altura de 10 m	Velocidad del viento a la h de la fuente emisora	Concentración en el punto x,y,z	Valor de referencia mediciones
h		Q	u ₁₀	u _z	C	C _{real}
	(%)	(mg/s)	(m/s)	(m/s)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
4	0,01	3390	3,6	17,01	0,035	0,056
5	0,02	8474	3,6	17,01	0,088	0,039
6	0,03	11864	3,6	17,01	0,123	0,164
7	0,06	27117	3,6	17,01	0,281	0,294
8	0,10	44065	2,6	12,15	0,327	0,462
9	0,11	49149	2,5	11,81	0,354	0,377
10	0,12	50844	2,6	12,15	0,377	0,368
11	0,11	49149	2,6	12,15	0,364	0,373
12	0,10	42370	2,6	12,15	0,314	0,266
13	0,08	35591	1,5	7,29	0,158	0,196
14	0,07	30507	1,5	7,29	0,136	0,149
15	0,05	23727	2,1	9,72	0,141	0,098
16	0,03	15253	3,1	14,58	0,136	0,150
17	0,02	8474	1,5	7,29	0,038	0,481
18	0,02	6779	2,1	9,72	0,040	0,400
19	0,02	6779	2,1	9,72	0,040	0,401
20	0,02	6779	1,0	4,86	0,020	0,380
21	0,02	6779	1,5	7,29	0,030	0,334
22	0,02	6779	3,1	14,58	0,060	0,250
23	0,01	4406	3,6	17,01	0,046	0,220
24	0,01	3390	2,6	12,15	0,025	0,211

Simulación n.3

NO_x - Estación Villa Ada
(39) - día 11/12/2018

Parametros a ingresar			Unidad de medida
H	Altura de la emisión	880	m
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3990	m
z	Distancia en el eje z de la fuente emisora	2	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	272,40	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	120,78	m
p	Coefficiente de rugosidad urbano	0,35	-

hora del día	Porcentaje residuos quemados	Carga másica de la emisión	Velocidad del viento a la altura de 10 m	Velocidad del viento a la h de la fuente emisora	Concentración en el punto x,y,z	Valor de referencia mediciones
h		Q	u ₁₀	u _z	C	C _{real}
	(%)	(mg/s)	(m/s)	(m/s)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
4	0,01	3390	3,6	17,26	0,018	0,062
5	0,02	8474	3,6	17,26	0,045	0,060
6	0,03	11864	3,6	17,25	0,063	0,123
7	0,06	27117	3,6	17,26	0,144	0,113
8	0,10	44065	2,6	12,33	0,168	0,119
9	0,11	49149	2,5	11,98	0,182	0,155
10	0,12	50844	2,6	12,33	0,193	0,240
11	0,11	49149	2,6	12,33	0,187	0,184
12	0,10	42370	2,6	12,33	0,161	0,085
13	0,08	35591	1,5	7,40	0,081	0,082
14	0,07	30507	1,5	7,40	0,070	0,075
15	0,05	23727	2,1	9,86	0,072	0,052
16	0,03	15253	3,1	14,79	0,070	0,049
17	0,02	8474	1,5	7,40	0,019	0,048
18	0,02	6779	2,1	9,86	0,021	0,081
19	0,02	6779	2,1	9,86	0,021	0,110
20	0,02	6779	1,0	4,93	0,010	0,175
21	0,02	6779	1,5	7,40	0,015	0,367
22	0,02	6779	3,1	14,79	0,031	0,269
23	0,01	4406	3,6	17,26	0,023	0,224
24	0,01	3390	2,6	12,33	0,013	0,178

Simulación n.4

NO_x - Estación Cipro
(49) - día 11/12/2018

Parametros a ingresar			Unidad de medida
H	Altura de la emisión	1350	m
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	8440	m
z	Distancia en el eje z de la fuente emisora	2	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	443,81	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	182,69	m
p	Coefficiente de rugosidad urbano	0,35	-

hora del día	Porcentaje residuos quemados	Carga másica de la emisión	Velocidad del viento a la altura de 10 m	Velocidad del viento a la h de la fuente emisora	Concentración en el punto x,y,z	Valor de referencia mediciones
h		Q	u_{10}	u_z	C	C_{real}
	(%)	(mg/s)	(m/s)	(m/s)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
4	0,01	3390	3,6	20,05	0,024	0,050
5	0,02	8474	3,6	20,05	0,060	0,047
6	0,03	11864	3,6	20,04	0,084	0,057
7	0,06	27117	3,6	20,05	0,193	0,100
8	0,10	44065	2,6	14,32	0,224	0,138
9	0,11	49149	2,5	13,92	0,242	0,209
10	0,12	50844	2,6	14,32	0,258	0,167
11	0,11	49149	2,6	14,32	0,249	0,194
12	0,10	42370	2,6	14,32	0,215	0,171
13	0,08	35591	1,5	8,59	0,108	0,132
14	0,07	30507	1,5	8,59	0,093	0,097
15	0,05	23727	2,1	11,45	0,096	0,108
16	0,03	15253	3,1	17,18	0,093	0,090
17	0,02	8474	1,5	8,59	0,026	0,253
18	0,02	6779	2,1	11,45	0,028	0,338
19	0,02	6779	2,1	11,45	0,028	0,312
20	0,02	6779	1,0	5,73	0,014	0,375
21	0,02	6779	1,5	8,59	0,021	0,346
22	0,02	6779	3,1	17,18	0,041	0,229
23	0,01	4406	3,6	20,05	0,031	0,177
24	0,01	3390	2,6	14,32	0,017	0,155

Simulación n.5

SO₂ - Estación Villa Ada
(39) - día 11/12/2018

Parametros a ingresar			Unidad de medida
H	Altura de la emisión	895	m
x	Distancia en el eje x de la fuente emisora	3990	m
z	Distancia en el eje z de la fuente emisora	2	m
σ_y	Coefficientes de dispersión en el eje y	272,40	m
σ_z	Coefficientes de dispersión en el eje z	120,78	m
p	Coefficiente de rugosidad urbano	0,35	-

hora del día	Porcentaje residuos quemados	Carga másica de la emisión	Velocidad del viento a la altura de 10 m	Velocidad del viento a la h de la fuente emisora	Concentración en el punto x,y,z	Valor de referencia mediciones
h		Q	u_{10}	u_z	C	C_{real}
	(%)	(mg/s)	(m/s)	(m/s)	(mg/m ³)	(mg/m ³)
4	0,01	117,3	3,6	17,36	0,000	0,002
5	0,02	293,1	3,6	17,36	0,001	0,001
6	0,03	410,4	3,6	17,36	0,001	0,002
7	0,06	938,0	3,6	17,36	0,002	0,002
8	0,10	1524,3	2,6	12,40	0,002	0,002
9	0,11	1700,1	2,5	12,05	0,003	0,002
10	0,12	1758,8	2,6	12,40	0,003	0,003
11	0,11	1700,1	2,6	12,40	0,003	0,002
12	0,10	1465,6	2,6	12,40	0,002	0,001
13	0,08	1231,1	1,5	7,44	0,001	0,003
14	0,07	1055,3	1,5	7,44	0,001	0,002
15	0,05	820,8	2,1	9,92	0,001	0,002
16	0,03	527,6	3,1	14,88	0,001	0,002
17	0,02	293,1	1,5	7,44	0,000	0,002
18	0,02	234,5	2,1	9,92	0,000	0,001
19	0,02	234,5	2,1	9,92	0,000	0,001
20	0,02	234,5	1,0	4,96	0,000	0,003
21	0,02	234,5	1,5	7,44	0,000	0,003
22	0,02	234,5	3,1	14,88	0,000	0,003
23	0,01	152,4	3,6	17,36	0,000	0,002
24	0,01	117,3	2,6	12,40	0,000	0,002